

NORMATIV MILJÖKVALITET

FUNKTIONEN AV EN RÄTTSLIGT INSTITUTIONALISERAD MÅTTSTOCK
BETRÄFFANDE KVALITETEN AV MILJÖN

NORMATIV MILJÖKVALITET

FUNKTIONEN AV EN RÄTTSLIGT INSTITUTIONALISERAD
MÅTTSTOCK BETRÄFFANDE KVALITETEN AV MILJÖN

ROBERT UTTER

FORUM IURIS
HELSINGIN YLIOPISTON OIKEUSTIETEELLISEN TIEDEKUNNAN JULKAISUT
HELSINKI 2007

Juridiska fakulteten, PB 4, 00014 Helsingfors universitet

Fax: (09) 191 22152

e-mail: forum-iuris@helsinki.fi

<http://www.helsinki.fi/oik/tdk>

Copyright © 2007 Robert Utter och Juridiska fakulteten vid Helsingfors universitet

ISBN 978-952-10-3750-4 (tryckt)

ISBN 978-952-10-3751-1 (pdf)

ISSN 1456-842X

Yliopistopaino, Helsingfors 2007

Innehåll

Förord	8
Förkortningar	9
 I MILJÖKVALITET OCH RÄTTSVETENSKAP I EKVATIONEN	15
1 Preludium	15
1.1 God miljö kvalitet	15
1.2 Det strukturella skelettet	20
2 Teoretiska ramar för forskningen	21
2.1 Forskningens perspektiv och objekt	21
2.2 Om förhållandet till miljöfilosofiska åskådningar samt förutfattade värderingar	24
2.3 Miljö som ett rättsligt begrepp	27
2.4 Normativ miljö kvalitet	30
2.4.1 Naturvetenskapliga fakta och normativ miljö kvalitet . . .	33
2.4.2 Betydelsen av inverkan och effekt i miljön för funktionen av normativ miljö kvalitet	38
2.4.3 Ett oundvikligt beroende	44
2.4.4 Sammanfattningsvis om miljö kvalitetsnormen	46
2.5 Miljö kvalitetsnormens rättsliga karaktär	49
2.5.1 Följder av den rättsvetenskapliga utgångspunkten	49
2.5.2 Ett svar på vilken fråga?	53
2.6 Några anmärkningar om forskningen	58
2.6.1 Ytterligare avgränsningar	58
2.6.2 Om normer och tolkning	60
2.6.3 Förhållandet till frågor kring äganderätt	62
3 Ett immissionsrättsligt tänkande	63
3.1 Immissioner och miljö kvalitet på det teoretiska planet	63
3.1.1 Inverkan och effekter i miljön	63
3.1.2 Behovet av intensitetsvärdering	70
3.1.3 Förhållandet mellan rättsliga följder och miljöns kvalitet . .	74
3.2 Att fastställa en toleranspunkt	81
3.2.1 Inverkans eller effektens väsentlighet	81
3.2.2 Inverkans eller effektens ortsvanlighet	82
3.2.3 Betydelsen av ortens eller recipientens särskilda känslighet	84
3.2.4 Det naturliga läget – Ett miljöperspektiv?	86
3.2.5 Betydelsen av ortskänslighet för fastställandet av toleranspunkten	89
4 Återblick och reflexion	91

II	NÄR RÅGAS MÅTTET FÖR TOLERANS?	94
1	När det gäller att bedöma och utreda ortskänsligheten	94
1.1	Ortskänslighetsbedömningens behov av information	94
1.2	Allmän miljökonsekvensbedömning	95
1.2.1	Ortens karakteristiska drag	95
1.2.2	En översyn av tänkbara orsaker och risker	97
1.2.3	Att reda ut den potentiella förorsakarkretsen	99
1.2.4	Olika känslighetsavgöranden	102
1.3	Individuell miljökonsekvensbedömning	105
1.3.1	Vad är föremål för en bedömning?	106
1.3.2	Om förhållandet till att fastställa toleranströskeln	111
1.3.3	Betydande miljöpåverkan som toleranströskel	115
1.3.3.1	Relevant påverkan och dess sannolikhet	118
1.3.3.2	Betydande påverkan i kontexten av miljökonsekvensbedömning och nätverket Natura 2000	120
1.3.3.3	Nationella föreskrifter i rampluset beträffande skyddsvärden i Natura 2000 områden	125
1.3.3.4	En tolkning av sannolikhet	127
1.3.4	Särskilt om konsekvensbedömning av planer och program	128
2	Ett idealt förhållande som referenspunkt	132
2.1	Realitet som avståndstagare till utopi	132
2.2	Störningar i miljöns naturliga balans	134
2.2.1	Att bevara och bibehålla	134
2.2.2	När bevarandet gynnas	138
2.2.3	En garanti för gynnsamhet	148
2.2.3.1	Toleranströskelns överhöghet trots valfrihet av rättsmedel inom nätverket Natura 2000	154
2.2.3.2	Individskydd av arter	155
2.2.3.3	Om vissa typspecifika särskilda förhållanden	160
2.3	Utkristallisering av toleranströskeln inom Natura 2000	162
2.3.1	Den återkommande frågan om skyddets omfång	162
2.3.2	Natura 2000 – En möjlig lösning på en fråga om värden	169
3	I vilken omfattning beaktas särskild känslighet?	175
3.1	Ortskänslighetsbedömningens karaktär	175
3.2	Känslighet till följd av ett särskilt syfte	176
3.2.1	Beständighet av naturtillgångar som en aspekt av kvalitet	176
3.2.2	Ibruktage eller planerat användningsändamål	180
3.3	Konstgjorda eller nyskapade miljöer och betydelsen av särskild okänslighet	183
3.3.1	En bebyggd miljö	185
3.3.2	Bearbetade vattendrag	187
4	När blir det för orent?	189
4.1	Går man ut i naturen eller träder man in i naturen?	189

4.2	Föroreningskällans karaktär	191
4.2.1	Om ämnen och individuella utsläpp	191
4.2.2	Betydelsen av föroreningskällans diffusa karaktär för den inrättande normen	195
4.3	Om följden är komplex och svårförståelig?	199
5	En metamorfismmekanism	209
5.1	Låt oss vara exakta då det är möjligt	209
5.2	Förhandsförvandling i den rättsliga akten	210
5.3	Ett försök till förvandlingsautomat	222
6	Försämringsförbud – En förbudspunkt trots allt	230
6.1	Förebygga, bibehålla och förbjuda	230
6.2	Att förebygga men inte återställa	233
7	Möjligheten till en dynamisk karaktär	238
7.1	Intresseavvägning och justering	238
7.2	Bästa tillgängliga teknik – BAT	241
7.2.1	Hur omfattande kunde tillämpningsområdet vara?	241
7.2.2	Vad är det fråga om egentligen?	244
7.2.3	Tillämpning av BAT i praktiken och betydelsen av ortskänslighet	250
7.3	Miljökvalitetsnormens överhöghet	258
7.4	Undantagstillstånd	262
III	EN SKISS ÖVER ETT HOLISTISKT RÄTTSMEDEL	266
1	Hur är det med följdnormen?	266
2	På jakt efter ett rättsmedel	267
2.1	En aktiv form av övervakning	267
2.2	Individuell och generell koordinering av åtgärder	270
2.3	En symbios mellan planering och miljökvalitetsnormen	271
2.3.1	En institutionaliserande områdesplanering	275
2.3.2	Begränsningar i områdesplaneringens funktion som rättsmedel	281
2.4	Behov av flexibilitet – Ändring av villkor för utövning av verksamheter	287
3	Det definitiva rättsmedlet, bortom immissionshandel?	291
4	Epilog	294
ABSTRACT	297
	Normative Environmental Quality – The Function of a Juridically Institutionalized Criterion of the Quality of the Environment	297
RÄTTSFALLSREGISTER	299
KÄLLFÖRTECKNING	301
SAKORDSREGISTER	315

Förord

Den assistentur vid Helsingfors universitets juridiska fakultet, som jag haft äran att besitta, har gett mig erforderlig arbetsro som möjliggjort fullbordandet av denna avhandling.

Ett särskilt tack vill jag rikta till mina kolleger inom miljö rätt på fakulteten. Professor Hollo har offrat ändlöst med tid och haft en oräknelig mängd tålamod då han presenterats med de tankar som senare trycktes på dessa sidor. Hans engagemang har varit oersättligt och jag är måttlöst tacksam för hans insats. Professor Majamaas dörr har alltid stått öppen och forskare Belinskij har genom diskussioner, idéer och ifrågasättning i hög grad stimulerat till det tänkande som burit frukt i den bunt papper som det för närvarande bläddras i.

Manuskriptets förhandsgranskare, professorerna Westerlund och Kuokkanen, lade ner en oerhörd mängd möda och besvär i att försöka förstå och tyda vad jag grubblat fram. Deras insikter, råd och förbättringsförslag var ovärderliga. För detta bistånd är jag tacksam.

Monetärt understöd för forskningsarbetet har erhållits av Erkki Hollos stiftelse. Språket i det engelska sammandraget har granskats av Julie Uusinarkaus.

Sist men absolut inte minst vill jag tacka mina föräldrar. Utan Ert stöd skulle jag aldrig vara ens nära den punkt där jag är idag.

Helsingfors, 15 augusti
Robert Utter

Förkortningar

Badvattendirektivet	Dir. 76/160/EEG
Bes.	Beslut
BGB	Bürgerliches Gesetzbuch av 1896 [Tyskland]
BImSchG	Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge, BGBl. I S. 880. (Bundes-Immissionsschutzgesetz) [Tyskland]
BImSchV	Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Bundes-Immissionsschutzverordnung) [Tyskland]
Dir.	Direktiv
EEG	Europeiska ekonomiska gemenskapen
EG	Europeiska gemenskapen
EG-domstolen	Europeiska gemenskapernas domstol
EG-fördraget	Fördraget om upprättandet av Europeiska gemenskapen
EGT	Europeiska gemenskapernas officiella tidning
EU	Europeiska unionen
EUT	Europeiska unionens officiella tidning
Fågeldirektivet	Dir. 79/409/EEG
För.	Förordning
Grannel	Lag angående vissa grannelagsförhållanden (13.2.1920/26)
Habitatdirektivet	Dir. 92/43/EEG
HD	Högsta domstolen
HFD	Högsta förvaltningsdomstolen
ICJ	International Court of Justice
ICJ Reports	Reports of Judgments, Advisory Opinions and Orders of the International Court of Justice
ILA	International Law Association
ILM	International Legal Materials
IPPC-direktivet	Dir. 96/61/EG
Luftamdirektivet	Dir. 96/62/EG
MBL	Markanvändnings- och bygglag (5.2.1999/132)
Miljöansvarsdirektivet	Dir. 2004/35/EG
MKB	Miljökonsekvensbedömning
MKB-direktivet	Dir. 85/337/EEG
MKBF	Förordning om förfarandet vid miljökonsekvensbedömning (5.3.1999/268)
MKBL	Lag om förfarandet vid miljökonsekvensbedömning (10.6.1994/468)
MSF	Miljöskyddsförordning (18.2.2000/169)
MSL	Miljöskyddslag (4.2. 2000/86)
Nitratdirektivet	Dir. 91/676/EEG
NVL	Naturvårdslag (20.12.1996/1096)
Prop.	Regeringens proposition [Sverige]
REG	Rättsfallssamling från europeiska gemenskapernas domstol och förstainstansrätt
RP	Regeringens proposition
SkogsL	Skogslag (12.12.1996/1093)
SMKB-direktivet	Dir. 2001/42/EG
SMKBL	Lag om bedömning av miljökonsekvenserna av myndigheters planer och program (8.4.2005/200)
SRb	Statsrådets beslut
Utsläppshandelsdirektivet	Dir. 2003/87/EG

Vattenramdirektivet	Dir. 2000/60/EG
VL	Vattenlag (19.5.1961/264)
VLR	Lag om vattenrätten (23.7.1902/31)

Internationella avtal och deklarationer

Europeiska människorättskonventionen

Europeiska konventionen om skydd för de mänskliga rättigheterna och de grundläggande friheterna. Rom 4.11.1950. FördrS 19/1990

Genève konventionen Konvention om långväga gränsöverskridande luftföroreningar. FördrS 15/1983

Göteborgsprotokollet Protokoll till 1979 års konvention om långväga luftföroreningar angående minskning av försurning, övergödning och marknära ozon. FördrS 40/2005

Klimatkonventionen Förenta Nationernas ramkonvention om klimatförändring. New York 9.5.1992. FördrS 61/1994

Kyotoprotokollet Kyotoprotokollet till FN:s klimatkonvention. Kyoto 19.12.1997. FördrS 13/2005

Rio konventionen Konvention om biologisk mångfald. Rio de Janeiro 5.6.1992. FördrS 78/1994

Rio deklarationen The Rio Declaration on Environment and Development. Rio de Janeiro, 2-14 June 1992. 31 ILM 874 (1992).

EG rättsakter

Bes. 2002/358/EG Rådets beslut av den 25 april 2002 om godkännande, på Europeiska gemenskapens vägnar, av Kyotoprotokollet till Förenta nationernas ramkonvention om klimatförändringar, och gemensamt fullgörande av åtaganden inom ramen för detta. EGT L 130, 15.5.2002, s. 1.

Bes. 1600/2002/EG Europaparlamentets och rådets beslut nr 1600/2002/EG av den 22 juli 2002 om fastställande av gemenskapens sjätte miljöhandlingsprogram. EGT L 242, 10.9.2002, s. 1.

Dir. 67/548/EEG Rådets direktiv 67/548/EEG av den 27 juni 1967 om tillnärmning av lagar och andra författningar om klassificering, förpackning och märkning av farliga ämnen. EGT 196, 16.8.1967, s. 1.

Dir. 75/440/EEG Rådets direktiv 75/440/EEG av den 16 juni 1975 om den kvalitet som krävs på det ytvatten som är avsett för framställning av dricksvatten i medlemsstaterna. EGT L 194, 25.7.1975, s. 26.

Dir. 75/442/EEG Rådets direktiv 75/442/EEG av den 15 juli 1975 om avfall. EGT L 194, 25.7.1975, s. 39.

Dir. 76/160/EEG Rådets direktiv 76/160/EEG av den 8 december 1975 om kvaliteten på badvatten. EGT L 31, 5.2.1976, s. 1.

Dir. 76/464/EEG	Rådets direktiv 76/464/EEG av den 4 maj 1976 om förorening genom utsläpp av vissa farliga ämnen i gemenskapens vattenmiljö. EGT L 129, 18.5.1976, s. 23.
Dir. 79/409/EEG	Rådets direktiv 79/409/EEG av den 2 april 1979 om bevarande av vilda fåglar. EGT L 103, 25.4.1979, s. 1.
Dir. 80/68/EEG	Rådets direktiv 80/68/EEG av den 17 december 1979 om skydd för grundvatten mot förorening genom vissa farliga ämnen. EGT L 20, 26.1.1980, s. 43.
Dir. 80/777/EEG	Rådets direktiv 80/777/EEG av den 15 juli 1980 om tillnärmning av medlemsstaternas lagstiftning om utvinning och saluförande av naturliga mineralvatten. EGT L 229, 30.8.1980, s. 1.
Dir. 80/778/EEG	Rådets direktiv 80/778/EEG av den 15 juli 1980 om kvaliteten på vatten avsett att användas som dricksvatten. EGT L 229, 30.8.1980, s. 11.
Dir. 80/779/EEG	Rådets direktiv 80/779/EEG av den 15 juli 1980 om gränsvärden och vägledande värden för luftkvalitet med avseende på svaveldioxid och svävande partiklar. EGT L 229, 30.8.1980, s. 30.
Dir. 82/176/EEG	Rådets direktiv 82/176/EEG av den 22 mars 1982 om gränsvärden och kvalitetsmål för kvicksilverutsläpp från klor-alkaliindustrin. EGT L 81, 27.3.1982, s. 29.
Dir. 82/884/EEG	Rådets direktiv 82/884/EEG av den 3 december 1982 om gränsvärde för bly i luften. EGT L 378, 31.12.1982, s. 15.
Dir. 83/513/EEG	Rådets direktiv 83/513/EEG av den 26 september 1983 om gränsvärden och kvalitetsmål för kadmiumutsläpp. EGT L 291, 24.10.1983, s. 1.
Dir. 84/156/EEG	Rådets direktiv 84/156/EEG av den 8 mars 1984 om gränsvärden och kvalitetsmål för kvicksilverutsläpp från andra källor än klor-alkaliindustrin. EGT L 74, 17.3.1984, s. 49.
Dir. 84/360/EEG	Rådets direktiv 84/360/EEG av den 28 juni 1984 om bekämpning av luftförorening från industrianläggningar. EGT L 188, 16.7.1984, s. 20.
Dir. 84/491/EEG	Rådets direktiv 84/491/EEG av den 9 oktober 1984 om gränsvärden och kvalitetsmål för utsläpp av hexaklorcyklohexan. EGT L 274, 17.10.1984, s. 11.
Dir. 85/203/EEG	Rådets direktiv 85/203/EEG av den 7 mars 1985 om luftkvalitetsnormer för kvävedioxid. EGT L 87, 27.3.1985, s. 1.
Dir. 85/337/EEG	Rådets direktiv 85/337/EEG av den 27 juni 1985 om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt. EGT L 175, 5.7.1985, s. 40.
Dir. 86/280/EEG	Rådets direktiv 86/280/EEG av den 12 juni 1986 om gränsvärden och kvalitetsmål för utsläpp av vissa farliga ämnen som ingår i förteckning 1 i bilagan till direktiv 76/464/EEG. EGT L 181, 4.7.1986, s. 16.

Dir. 86/278/EEG	Rådets direktiv 86/278/EEG av den 12 juni 1986 om skyddet för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. EGT L 181, 4.7.1986, s. 6.
Dir. 90/219/EEG	Rådets direktiv 90/219/EEG av den 23 april 1990 om innesluten användning av genetiskt modifierade mikroorganismer. EGT L 117, 8.5.1990, s. 1.
Dir. 91/271/EEG	Rådets direktiv 91/271/EEG av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse. EGT L 135, 30.5.1991, s. 40.
Dir. 91/414/EEG	Rådets direktiv 91/414/EEG av den 15 juli 1991 om utsläppande av växtskyddsmedel på marknaden. EGT L 230, 19.8.1991, s. 1.
Dir. 91/676/EEG	Rådets direktiv 91/676/EEG av den 12 december 1991 om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket. EGT L 375, 31.12.1991, s. 1.
Dir. 91/689/EEG	Rådets direktiv 91/689/EEG av den 12 december 1991 om farligt avfall. EGT L 377, 31.12.1991, s. 20.
Dir. 92/43/EEG	Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. EGT L 206, 22.7.1992, s. 7.
Dir. 93/75/EEG	Rådets direktiv 93/75/EEG av den 13 september 1993 om minimikrav för fartyg som anlöper eller avgår från gemenskapens hamnar med farligt eller förorenande gods. EGT L 247, 5.10.1993, s. 19.
Dir. 94/55/EG	Rådets direktiv 94/55/EG av den 21 november 1994 om tillnärmning av medlemsstaternas lagstiftning om transport av farligt gods på väg. EGT L 319, 12.12.1994, s. 7.
Dir. 96/49/EG	Rådets direktiv 96/49/EG av den 23 juli 1996 om tillnärmning av medlemsstaternas lagstiftning om transport av farligt gods på järnväg. EGT L 235, 17.9.1996, s. 25.
Dir. 96/61/EG	Rådets direktiv 96/61/EG av den 24 september 1996 om samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar. EGT L 257, 10.10.1996, s. 26.
Dir. 96/62/EG	Rådets direktiv 96/62/EG av den 27 september 1996 om utvärdering och säkerställande av luftkvaliteten. EGT L 296, 21.11.1996, s. 55.
Dir. 97/11/EG	Rådets direktiv 97/11/EG av den 3 mars 1997 om ändring av direktiv 85/337/EEG om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt. EGT L 73, 14.3.1997, s. 5.
Dir. 98/8/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 98/8/EG av den 16 februari 1998 om utsläppande av biocidprodukter på marknaden. EGT L 123, 24.4.1998, s. 1.
Dir. 98/83/EG	Rådets direktiv 98/83/EG av den 3 november 1998 om kvaliteten på dricksvatten. EGT L 330, 5.12.1998, s. 32.
Dir. 1999/30/EG	Rådets direktiv 1999/30/EG av den 22 april 1999 om gränsvärden för svaveldioxid, kvävedioxid och kväveoxider, partiklar och bly i luften. EGT L 163, 29.6.1999, s. 41.

Dir. 1999/31/EG	Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall. EGT L 182, 16.7.1999, s. 1.
Dir. 1999/45/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 1999/45/EG av den 31 maj 1999 om tillnärmning av medlemsstaternas lagar och andra författningar om klassificering, förpackning och märkning av farliga preparat. EGT L 200, 30.7.1999, s. 1.
Dir. 2000/60/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. EGT L 327, 22.12.2000, s. 1.
Dir. 2000/69/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/69/EG av den 16 november 2000 om gränsvärden för bensen och koloxid i luften. EGT L 313, 13.12.2000, s. 12.
Dir. 2000/76/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/76/EG av den 4 december 2000 om förbränning av avfall. EGT L 332, 28.12.2000, s. 91.
Dir. 2001/18/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2001/18/EG av den 12 mars 2001 om avsiktlig utsättning av genetiskt modifierade organismer i miljön och om upphävande av rådets direktiv 90/220/EEG. EGT L 106, 17.4.2001, s. 1.
Dir. 2001/42/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2001/42/EG av den 27 juni 2001 om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan. EGT L 197, 21.7.2001, s. 30.
Dir. 2002/3/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2002/3/EG av den 12 februari 2002 om ozon i luften. EGT L 67, 9.3.2002, s. 14.
Dir. 2002/49/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2002/49/EG av den 25 juni 2002 om bedömning och hantering av omgivningsbuller. EGT L 189, 18.7.2002, s. 12.
Dir. 2003/87/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2003/87/EG av den 13 oktober 2003 om ett system för handel med utsläppsrätter för växthusgaser inom gemenskapen och om ändring av rådets direktiv 96/61/EG. EUT L 275, 25.10.2003, s. 32.
Dir. 2004/35/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2004/35/EG av den 21 april 2004 om miljöansvar för att förebygga och avhjälpa miljöskador. EUT L 143, 30.4.2004, s. 56.
Dir. 2004/107/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2004/107/EG av den 15 december 2004 om arsenik, kadmium, kvicksilver, nickel och polycykliska aromatiska kolväten i luften. EUT L 23, 26.1.2005, s. 3.
Dir. 2006/7/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/7/EG av den 15 februari 2006 om förvaltning av badvattenkvaliteten och om upphävande av direktiv 76/160/EEG. EUT L 64, 4.3.2006, s. 37.
Dir. 2006/21/EG	Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/21/EG av den 15 mars 2006 om hantering av avfall från utvinningsindustrin och om ändring av direktiv 2004/35/EG. EUT L 102, 11.4.2006, s. 15.

För. (EEG) 2092/91	Rådets förordning (EEG) nr 2092/91 av den 24 juni 1991 om ekologisk produktion av jordbruksprodukter och uppgifter därom på jordbruksprodukter och livsmedel. EGT L 198, 22.7.1991, s. 1.
För. (EEG) 259/93	Rådets förordning (EEG) nr 259/93 av den 1 februari 1993 om övervakning och kontroll av avfallstransporter inom, till och från Europeiska gemenskapen. EGT L 30, 6.2.1993, s. 1.
För. (EG) 1257/1999	Rådets förordning (EG) nr 1257/1999 av den 17 maj 1999 om stöd från Europeiska utvecklings- och garantifonden för jordbruket (EUGFJ) till utveckling av landsbygden och om ändring och upphävande av vissa förordningar. EGT L 160, 26.6.1999, s. 80.
För. (EG) 1782/2003	Rådets förordning (EG) nr 1782/2003 av den 29 september 2003 om upprättande av gemensamma bestämmelser för system för direktstöd inom den gemensamma jordbrukspolitiken och om upprättande av vissa stödsystem för jordbrukare och om ändring av förordningarna (EEG) nr 2019/93, (EG) nr 1452/2001, (EG) nr 1453/2001, (EG) nr 1454/2001, (EG) nr 1868/94, (EG) nr 1251/1999, (EG) nr 1254/1999, (EG) nr 1673/2000, (EEG) nr 2358/71 och (EG) nr 2529/2001. EUT L 270, 21.10.2003, s. 1.

I

Miljökvalitet

och rättsvetenskap i ekvationen

1 PRELUDIUM

1.1 GOD MILJÖKVALITET

Strävan efter en god miljökvalitet torde vara relativt bekant från vilken allmän diskurs som helst vars tema tangerar frågor kring människans förhållande till miljön omkring henne. Upplysta medborgare tenderar att värdesätta en sund och hälsosam miljö. Åtminstone så länge som frågan angår en själv torde ganska få vara av den åsikten att de hellre skulle leva i en dålig eller hälsofarlig miljö än i en miljö med direkt motsatta egenskaper. Men vad menar man egentligen med god miljökvalitet? För vem är den god? Människan? Djur och växter? Miljön själv? Någon annan? Även om vi kunde ge svar på dessa frågor lurar följande frågor bakom hörnet. Hur skall man uppehålla en god miljökvalitet? Och hur skall man uppnå en god miljökvalitet där den är sämre än god? Frågorna kan kännas fåniga eller irrelevanta ur ett rättsligt perspektiv. En jurist skall väl inte blanda sig i sådana frågor. Vad som bör anses vara gott och för vem det är gott och särskilt beträffande vem som får avgöra vad som är gott är väl trots allt endast resultatet av ett politiskt beslut? Må vara, men om ett sådant beslut fattats och om det fattats på ett sådant sätt att beslutet har rättsliga följder, då bör även juristen vakna.

Den Europeiska gemenskapen tycks ha tagit ett sådant steg. EG har som uppgift att främja bl.a. ”en hög nivå i fråga om miljöskydd och förbättring av miljöns kvalitet”.¹ Även om det endast är en uppgift att främja, inte t.ex. genomföra eller framtvunga, och även om uppgiften är en bland många,² så kan man inte slita sig loss från faktumet att en hög nivå i fråga om miljöskydd och

1 Artikel 2 i EG-fördraget.

2 Andra målsättningar som enligt artikel 2 i EG-fördraget skall främjas är ”en harmonisk, väl avvägd och hållbar utveckling av näringslivet inom gemenskapen som helhet, en hög nivå i fråga om sysselsättning och socialt skydd, jämställdhet mellan kvinnor och män, en hållbar och icke-inflatorisk tillväxt, en hög grad av konkurrenskraft och ekonomisk konvergens, [...] en höjning av levnadsstandarden och livskvaliteten samt ekonomisk och social sammanhållning och solidaritet mellan medlemsstaterna.”

förbättring av miljöns kvalitet är ett av de grundläggande målen som gemenskapen har som uppgift att främja. En målsättning brukar vanligtvis genomföras, eller åtminstone eftersträvas att genomföras, på sätt eller annat.³ Om genomförandet utförs med hjälp av instrument och verktyg som kunde benämnas rättsliga, är genomförandet av högsta intresse för en juridisk forskning. Innan en närmare blick fästs på dylika synpunkter är det skäl att närmare begrunda vad som kan anses vara innebörden av uttrycket ”en hög nivå i fråga om miljöskydd och förbättring av miljöns kvalitet”. Det är nämligen tämligen logiskt att anta att den förutsatta juridiska förankringen i form av genomförandet nog existerar.

Vid första åsyn verkar målsättningen bestå av två skilda mål. Å ena sidan, något som kallas en hög nivå i fråga om miljöskydd och, å andra sidan, något som kallas förbättring av miljöns kvalitet. Är dessa två skilda mål, två delmål som tillsammans bildar ett övergripande mål eller egentligen ett klumpigt utformat uttryck för ett och samma mål? I den miljörättsliga litteraturen brukar målsättningen i artikel 2 i EG-fördraget behandlas med ett flyktigt omnämnande.⁴ Frågan kan kännas akademisk och småpetig, men med tanke på denna forskning kan svaret till hur man uppfattar denna målsättning spela, om inte en avgörande roll i sig, så ändå fungera som en betydelsefull och klargörande utgångspunkt. Faktumet att förbättring av miljöns kvalitet nämns som en av de uppgifter som EG har som uppgift att främja kan enligt mig inte förbigås blott genom ett omnämnande i en forskning som behandlar miljökvalitet. Om man inte, åtminstone med en viss klarhet, vet vad som eventuellt avses med en av de grundläggande målsättningarna för EG kunde man med fog ifrågasätta om en forskning vars intresse delvis ligger i att undersöka det rättsliga innehållet i denna målsättning ens kunde vara framgångsrik.

Om tudelningen mellan ambitionen om en hög nivå i fråga om miljöskydd och förbättring av miljöns kvalitet skulle uppehållas märker man att målsättningen inte är helt konsistent. Det finns nämligen en risk att den först nämnda

3 Frågan om direkt effekt av målsättningarna som går att finna i artikel 2 i EG-fördraget har behandlats i mål C-126/86, domskälen, punkt 10–11. Se även mål C-126/86, förslag till avgörande av generaladvokat Mancini, särskilt punkt 4. På basis av dessa resonemang torde artikel 2 sakna direkt effekt.

4 Mahmoudi påpekar att målsättningen beträffande miljön i artikel 2 i EG-fördraget som han kallar för principen om en hög skyddsnivå är mera en politisk viljeförklaring än en rättslig föreskrift. Se Mahmoudi *EU:s miljö rätt* 2003, s. 50–51. Se även Krämer *EC Environmental Law* 2003, s. 10–12. Jans konstaterar att det inte existerar någon hierarki mellan de olika målsättningarna i artikel 2 i EG-fördraget (även om Jans hänvisning, antagligen i tryck av den upplaga eller de exemplar som jag haft till förfogande, förargligt nog tappats bort) och citerar endast utsagan om miljön i artikel 2 när han redogör för vad han kallar high level of protection principen. Se Jans *European Environmental Law* 2000, s. 9 och 31–32. Se dock Wasmeier ”The Integration of Environmental Protection as a General Rule for Interpreting Community Law” 2001, s. 159–160 och 163, som anser att artikel 2 och artikel 6 i EG-fördraget innebär att gemenskapen endast kan vidta sådana åtgärder vars följder för kvaliteten av miljön är antingen neutrala eller positiva, däremot inte sådana åtgärder som skulle leda till en försämring av kvaliteten av miljön. Se även Winter ”Umweltrechtliche Prinzipien des Gemeinschaftsrechts” 2003, s. 137–145, beträffande miljörättsliga principer i EG-rätt.

kommer att degraderas och bli överflödig. Så är fallet om vi antar att man med miljöns kvalitet avser värden såsom ren luft, rent vatten, tillvaratagande av andra naturresurser, en hälsosam och trivsamt levnadsmiljö för människor, arters och deras livsmiljöers mångfald osv. Nämligen om förbättring av miljöns kvalitet behandlas som en separat målsättning, och för enkelhetens skull förutsätter vi att den inte begränsas av de övriga målsättningarna i artikel 2 i EG-fördraget, så skulle resultatet vara en perfektionistisk strävan efter en något utopistisk ”superkvalitet”. Miljöns kvalitet skulle förbättras i det oändliga. Var finns behovet till något miljöskydd i detta fall? Problemet är givetvis att miljöskydd, eller kanske hellre skydd av miljön, innebär ett ställningstagande till ett visst värde i miljön som bör skyddas och en relativ värdesättning av detta värde. Lika gärna kunde man alltså tala om skydd av en viss kvalitet hos miljön. Skyddet är alltså mera statistiskt till sin karaktär och innebär en strävan att bibehålla ett visst värde utan att nödvändigtvis kontinuerligt på sätt eller annat förfinas eller förbättras det.

Miljöskydd är också problematiskt med tanke på ordval eftersom man, åtminstone i Finland, inom miljöretten brukar systematisera miljöskydds rätt (ympäristönsuojelu oikeus) som ett självständigt rättsområde inom eller som en undergrupp av miljöretten, som särskilt reglerar förhindrandet av förorening av miljön.⁵ Kunde man avse miljöskydd i denna begränsade betydelse i artikel 2 i EG-fördraget? Svaret torde vara nekande. Det finns egentligen ingen orsak att tolka målet på en hög nivå i fråga om miljöskydd på detta restriktiva sätt, så att det skulle avse endast en hög nivå beträffande ambitionsnivån hos miljöskyddsretten. Särskilt eftersom ordet ”rätt” saknas i artikeln är det skäl att helt enkelt läsa termen miljöskydd som synonymt med skydd av miljön, som åtminstone till sin utgångspunkt omfattar allt skydd av miljön som helhet, inte bara skydd av miljön mot föroreningar som förorsakats genom utsläpp. Vidare är det skäl att påpeka att systematiseringen i miljöskydds rätt tycks vara ett något nationellt begränsat fenomen.⁶

5 Se Hollo *Ympäristönsuojelu oikeus* 2001, s. 3, som med miljöskydds rätt avser den reglering vars syfte är att förhindra förorening. Det är skäl att konstatera att detta i och för sig inte behöver utgöra ett problem så länge som begreppet förorening inte ges ett för snävt innehåll, som t.ex. endast försämring av miljön till följd av utsläpp. Ifall förorening ges ett omfattande innehåll som är så gott som synonymt med försämrade miljöskvalitet, är det inte fråga om något problem överhuvudtaget. Se Kuusiniemi ”Kaavoitus ja ympäristönsuojelu” 1992, s. 13, som påpekar att begreppet miljöskydd även kan utnyttjas i en mera omfattande betydelse, dvs. inte bara i sådana fall där en viss följd förorsakats eller kunde förorsakas genom ett utsläpp. Artikeln är visserligen publicerad innan stiftandet av miljöskyddslagen (86/2000), som kan ha påverkat den nationella systematiseringen och begrepps användningen.

6 Jämför med t.ex. Mahmoudi – Rubenson *Miljörettens grunder* 2004, Michanek – Zetterberg *Den svenska miljöretten* 2004, Kloepfer *Umweltrecht* 2004, Prieur *Droit de l'environnement* 2001 samt Rodgers *Handbook on Environmental Law* 1977 som inte systematiserar miljöretten på ett sätt som skulle känna till någon undergrupp som kallas för miljöskydds rätt, *Umweltschutzrecht*, *droit de la protection de l'environnement* respektive *environmental protection law*. Se dock Bell – McGillivray *Environmental Law* 2006, s. 4–5, 14 och 235–272, där man med *environment protection law* i det stora hela torde avse skydd av miljön mot förorening, även om man medger att en definition på vad förorening är inte är av det lättare slaget att konstruera. I flera fall utnyttjar man dock begreppet miljöproblem i stället för att direkt hänvisa till förorening. Dessa

Trots att det inte finns någon orsak att tolka miljöskydd i en snäv bemärkelse är det skäl att observera att utan målsättningen beträffande förbättring av miljöns kvalitet skulle enbart en hög nivå i fråga om miljöskydd inte heller vara en tillfredsställande målsättning. Detta inser man om man beaktar ett exempel där miljöns kvalitet redan är dålig. I ett sådant fall skulle en hög nivå i fråga om miljöskydd endast ge vid handen att t.ex. vissa åtgärder kunde vidtas som skulle förhindra framtida och ytterligare degradering av miljön, men strängt taget skulle miljöskydd inte behöva leda till några aktiva åtgärder för att återställa eller förbättra miljöns kvalitet. Naturligtvis skulle redan målsättningen beträffande en hög nivå i fråga om miljöskydd, vid fall där kvaliteten är så usel att den är direkt hälsofarlig, innebära att kvaliteten borde höjas till en sådan nivå att åtminstone den hälsofarliga situationen skulle undvikas. Men efter detta? En hög nivå i fråga om miljöskydd är strängt taget inte synonymt med att miljön har en hög kvalitet. Miljöskyddet kan vara på en hur hög nivå som helst, t.ex. all verksamhet kan vara förbjuden, men detta innebär inte nödvändigtvis att miljö-kvaliteten i sin tur skulle vara på en hög nivå.

Eftersom det inte existerar någon egentlig och ofrånkomlig orsak att spjälka upp målsättningen i artikel 2 i EG-fördraget i två delar, och då det dessutom kan påpekas att målsättningarna i varje fall kompletterar varandra, så blir frågan närmast hur förhållandet mellan miljöskydd och förbättring av miljöns kvalitet skall förstås. Vi återkommer alltså till frågan om vad som egentligen bör skyddas i miljön. För intressets och omtankens skull är det på sin plats att utföra en ordlek. Låt oss anta att målsättningen i artikel 2 i EG-fördraget skulle ha följande ordalydelse: ”Gemenskapen skall ha som uppgift att främja en hög nivå i fråga om skydd och förbättring av miljöns kvalitet.”⁷ Denna formulering klargör att det är just miljöns kvalitet som både skall skyddas och förbättras.⁸ Formuleringen

resonemang innebär givetvis inte att miljöskydd eller skydd av miljön mot föroreningar inte skulle utgöra en väsentlig del av det rättsgebit som benämnts miljö rätt även i andra länder. Se även t.ex. Christensen ”Almindelige synspunkter” 1978, s. 9–12 och Jensen ”Miljøbeskyttelse” 1977, särskilt s. 7–16. Faktumet att ett visst begrepp inte utnyttjats behöver ju inte betyda att liknande systematisering i praktiken inte skulle förekomma. T.ex. le droit des pollutions et nuisance kunde anses så gott som motsvara vad man i Finland benämner miljöskydds rätt, se Prieur *Droit de l'environnement* 2001, s. 455–670.

7 ”[E]n hög nivå i fråga om miljöskydd och förbättring av miljöns kvalitet” är formuleringen av satsens avslutning i den svenska språkversionen i dess original.

8 Det är just denna formulering som kan påstås användas bl.a. i den franska språkversionen (”un niveau élevé de protection et d'amélioration de la qualité de l'environnement”), i den spanska språkversionen (”un alto nivel de protección y de mejora de la calidad del medio ambiente”) och även i den engelska språkversionen (”a high level of protection and improvement of the quality of the environment”). Det är dock skäl att understryka att genitiven i dessa språkversioner även kan läsas på ett sätt där hänvisningarna till kvalitet endast läses ihop med kravet på att förbättra och där kravet på att skydda endast skulle hänvisa till miljön, men inte kvaliteten av miljön. T.ex. den tyska och den finska språkversionen motsvarar i sin tur den svenska. En intressant detalj går att uppmärksamma beträffande den danska språkversionen. I EG-fördraget utnyttjas ordvalet ”et højt niveau for miljøbeskyttelse og forbedring af miljøkvaliteten” men i Fördraget om upprättande av en konstitution för Europa är motsvarande artikel (dvs. artikel I–3) formulerad: ”[E]t højt niveau for beskyttelse og forbedring

kan givetvis också förstås vara ett uttryck för att ambitionsnivån, dvs. en hög nivå, syftar både till skyddet av miljöns kvalitet och förbättringen av miljöns kvalitet. Detta innebär att ambitionsnivån, dvs. en hög nivå, både syftar till hur god kvaliteten skall vara men också till att denna fastställda kvalitet skall skyddas och uppnås på ett effektivt sätt. Vad som dock är essentiellt är att denna formulering på ett klarare sätt samtidigt betonar att det som skyddas och förbättras är i grund och botten samma sak, dvs. miljöns kvalitet.

Eftersom både skydd och förbättring nämns i artikel 2 i EG-fördraget är det logiskt att anta att båda uttrycken har en viss betydelse. En ytlig analys av begreppen kunde vara till hjälp. Skydd avser i allmänt språkbruk att något bevaras. Man strävar med andra ord efter att bibehålla en omständighet eller ett objekt. Objektet som skyddas skall hållas statiskt i den bemärkelsen att man strävar efter att skydda det mot sig själv eller utomstående. Åtgärderna som vidtas i syfte att skydda kan i sin tur vara allt från fullständig passivitet till oerhörd aktivitet. Förbättring innebär däremot att man strävar efter en förändring hos en omständighet eller ett objekt. Man har som avsikt att ändra på objektet. Det förutsätts alltså en viss dynamisk hållning till själva objektet. Hur förhåller sig begreppen skydd, respektive förbättring till miljöns kvalitet i en kontext som den ifrågavarande målsättningen i EG-fördraget? Hänvisningen till en hög nivå kunde ge svar på frågan. På en stigande skala som beskriver miljöns kvalitet existerar det en (hög) nivå som beskriver hur man skall förhålla sig till de olika faktiska situationer där miljöns konstaterade kvalitet varierar i relation till denna nivå. Med andra ord, när miljöns kvalitet är under denna nivå skall den förbättras och när den är lika med (eller ovanför) denna nivå skall den skyddas.

Målsättningen i artikel 2 i EG-fördraget tiger beträffande var den nyss nämnda nivån skall ligga. Den relativa termen ”hög” säger egentligen väldigt lite. Hög i förhållande till vad? Följande fråga blir därmed, hur denna nivå skall fastställas? I själva artikeln ingår ingen vägledning till hur man skall avgöra vid vilket läge i ett konkret fall denna höga nivå skall ligga. Vad som är det väsentliga är dock att någonstans på en stigande skala som beskriver miljöns kvalitet måste en sådan nivå ligga. Utan en sådan nivå skulle man inte på ett meningsfullt sätt kunna tala om skydd eller förbättring av miljöns kvalitet, eftersom en referenspunkt skulle saknas.⁹

af miljøkvaliteten”. Beträffande den svenska versionen av artikel I-3 i Fördraget om upprättande av en konstitution för Europa är ordalydelsen däremot inte helt lyckad då ordet kvalitet lämnats bort (”en hög miljöskyddsnivå och en bättre miljö”). Det är för övrigt föga förvånansvärt att divergenser i olika språkversioner leder till tolkningsfrågor och oklarheter. Se Rey ”Aspects juridiques et politiques de l’élargissement de la Communauté Économique Européenne” 1963, s. 16, där det i oroväckande ton spekuleras om eventuella lingvistiska svårigheter ifall antalet officiella språk inom EG (då EEG) skulle bli fler än fyra (sic!), vilket var antalet då.

9 Visserligen kunde man argumentera för att ingen fastställd nivå behövs ifall man anser att målsättningen bör vara att påverka miljön så lite som möjligt, dvs. att, lite förenklat uttryckt, på sitt sätt ständigt förbättra den. Enligt mig är dock även en sådan situation sammankopplad med en fastställd nivå. Detta fenomen kunde ju jämföras med funktionen av ett matematiskt gränsvärde (limes). Själva nivån i strikt bemärkelse nås aldrig men man kommer ”så nära som möjligt”. Denna nivå i miljörättslig kontext kunde t.ex. beskrivas som ”den högsta kvaliteten” till skillnad från ”en hög kvalitet”.

Vidare måste denna nivå på något sätt förrättsligas, eller institutionaliseras, för att den skall ha relevans ur en rättslig synvinkel.¹⁰ Frågan som i denna forskning söks svar på är hur denna nivå kan fastställas eller institutionaliseras, var den då i så fall kommer att ligga, samt hur den skyddas och bibehålls? Tyngdpunkten kommer att ligga i att svara på den första frågan, medan de två andra endast kommer att behandlas på en mera allmän nivå.

1.2 DET STRUKTURELLA SKELETTET

För att underlätta möjligheten att få ett grepp om eller en viss helhetsvy över själva forskningsämnet, är det påkallat att i korthet beskriva uppbyggnaden av den härpåföljande forskningen. Nys om forskningstemat har man redan kunnat få ur den tills vidare rudimentära beskrivningen, men det benangel som kommer att hålla upp helheten är fortfarande förtäckt. Avhandlingen består av tre delar. I den första delen kommer två huvudmelodier att dominera. För det första, redogörs över forskningens utgångspunkter som enligt författaren klassificerar avhandlingen i den vetenskapliga nisch som döpts till rättsvetenskap. Ytterligare redogörs över de särskilda teoretiska eller abstrakta förutsättningar, som på ett tillfredsställande sätt förklarar funktionen av rättslig reglering som tar ställning till människans förhållande till miljön. Redan i detta skede går det att konstruera en teoretisk modell beträffande funktionen av de normativa element som kommer att spela en avsevärd roll i hela forskningen. Dessa element är de beståndsdelar som den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet¹¹ är byggd på. Den första delen av avhandlingen innehåller, för det andra, även en analys över äldre rättsvetenskaplig diskurs beträffande förhållanden mellan grannar vad gäller ett fenomen som kallats immissioner, dvs. skada eller olägenhet som härstammar från en grannfastighet. Denna analys har främst två uppgifter. Å ena sidan, upptäcker man ett intressant släktskap mellan de mera abstrakta tankevärdorna och denna historiska diskurs. Å andra sidan, är det meningen att uttrycka den erkänsla som denna forskning är skyldig till denna rättsliga diskussion.

I den andra delen tas steget ut ur abstraktionen och in i nuet. Här ligger forskningens substans. I denna del analyseras och systematiseras de funktionella aspekterna av den teoretiska ramen, i och med att denna ram testas mot dagens läge inom den miljörättsliga regleringen. Det är skäl att lägga märke till att denna behandling är utförd med den, i den första delen, skapade teoretiska ramen i

10 Beträffande behovet av en rättslig institutionalisering, se t.ex. Weinberger *Law, Institution and Politics* 1991, s. 154, som ger följande exempel. För att någon skall kunna gifta sig måste äktenskap existera som institution, och för att någon skall kunna köpa en bit bröd, så måste institutioner som köpeavtal, pengar och handel existera.

11 Normativ miljö kvalitet som term har mig veterligen inte använts tidigare i den rättsvetenskapliga diskursen. Detta innebär dock inte att de tankar som i denna forskning framläggs skulle vara på något sätt direkt revolutionära. I den första delen av forskningen redogörs över de diskussioner som fungerat som inspirationskällor till forskningen.

minnet. Dragna slutsatser påverkas självklart av de utgångspunkter som godkänts för forskningen. I den tredje och sista delen av forskningen behandlas frågan om att åstadkomma en viss kvalitet i miljön. I stället för att spränga ramarna för denna forskning och utföra en heltäckande analys över det gällande rättsliga läget, så har en annan strategi valts. Detta innebär att man mot slutet av forskningen återgår till det abstrakta, i och med att man endast behandlar ett ideal, som möjligtvis aldrig kan uppnås, men som däremot kan fungera som ledstjärna i praktiken. Med andra ord ges i del tre i sig inget explicit svar på en fråga. Men, förhoppningsvis har man en modell för hur nyckeln till låset ser ut eller kunde se ut, så att man åtminstone kan konstruera en så fungerande dyrk som möjligt.

2 TEORETISKA RAMAR FÖR FORSKNINGEN

2.1 FORSKNINGENS PERSPEKTIV OCH OBJEKT

Hur en forskning kommer att se ut är bl.a. beroende av de vetenskapliga, epistemologiska, metodologiska och ideologiska premisser som forskaren bekänner och som antagits som grund för forskningen. Dessa premisser som bildar vad man i litteraturen kallat för forskarens självförståelse styr forskningen in på en viss bana eller, kanske mindre fatalistiskt uttryckt, bildar de ramar inom vilken forskningen äger rum. Forskarens självförståelse förklarar vad som är forskningens objekt, eller föremål, samt det perspektiv från vilket objektet betraktas.¹²

Även om det alltid är riskabelt att trampa ner i ett kärr av benämningar, termer och begrepp, så kan det dock konstateras att betraktelsepunkten, eller kanske hellre linsen genom vilken objektet för denna forskning betraktas kunde beskrivas som rättsdogmatisk och till sin karaktär med en viss lutning till rättspositivism. I korthet kan det här konstateras att jag med rättspositivism avser en rättsdogmatisk utgångspunkt där förekomsten och giltigheten av rättssatser inte är beroende av att de överensstämmer med några allmänna moraliska eller etiska värdesatser. Här ligger som bekant skillnaden mellan rättspositivism och vad som kallats för naturrättsläran. Den positiva rätten är skapad av människan för människan. Rättssatserns giltighet avgörs på basis av vissa formella, inte materiella, grunder.¹³ Visserligen kommer en läsare att märka att författaren inte i sin argumentation eventuellt kunde klassificeras som en fullblodig rättspositivist.¹⁴

12 Se Siltala *Oikeustieteen tieteenteoria* 2003, s. 103–158.

13 Förekomsten, eller giltigheten, av en norm är inte synonymt med normens förtjänst eller värde, se Austin *The Province of Jurisprudence Determined* 1954, s. 184–185. Se även t.ex. Kelsen *Reine Rechtslehre* 1960/1983, s. 68–69 och 361 samt Kelsen *Allgemeine Theorie der Normen* 1979, s. 1–7. Sammanfattningsvis beträffande den så kallade rättspositivismen se t.ex. Peczenik *Vad är rätt?* 1995, s. 110–132 och Raz *The Authority of Law* 1979, s. 37–52.

14 Om en nutida syn på rättspositivism se t.ex. Raz *Ethics in the Public Domain* 1994, s. 199–217.

Vad som är en viktig distinktion är den utgångspunkt, som ligger som grund i denna forskning. Denna utgångspunkt är en fokusering på att ge svar på frågan: Vad är gällande rätt, eller kanske noggrannare uttryckt, vad är den gällande rättens innehåll? Innehållet av gällande rätt i sin tur beskrivs och fastställs i olika rätts-satser. Det egentliga problemet utgörs av frågan om vikten eller genomslagskraften av t.ex. moraliska eller etiska värdesatser, dvs. huruvida dessa tillåts påverka vad som anses vara gällande rätt. Dylika värdesatser berövar som bekant inte en rättssats giltighet, även om de kan utnyttjas för att kritisera innehållet av en rättssats, enligt grundtesen för rättspositivism.¹⁵ Utan att ännu ta en slutgiltig ställning till sådana moraliska eller etiska värdesatser betydelse eller eventuella funktion är det skäl att staka ut en grundläggande premiss som följer av den rättsdogmatiska metoden och den forskarideologi som ligger till grund för denna forskning. Nämligen att frågor som, vad borde gällande rätt ha för innehåll, eller, vad vill vi att gällande rätt skall ha för innehåll, inte kan spela en avgörande roll i slutsatser som görs inom ramen för denna forskning åtminstone i den utsträckning som avsikten är att beskriva gällande rätt.¹⁶ Förslag av de lege ferenda karaktär kan däremot motiveras med dylika skäl. I nutida miljörättslig forskning har mål-inriktad argumentering utnyttjats i några doktorsavhandlingar, där man särskilt tagit ställning till problematiken kring hållbar eller uthållig utveckling och de hinder som dagens rättsliga tänkande anses sätta i vägen för att förverkliga en utveckling som samtidigt även skulle vara hållbar eller uthållig.¹⁷

Vidare är det skäl att påpeka att begreppet norm i denna forskning reserverats exklusivt för att beskriva vad som även kunde kallas en rättslig norm, dessa

15 Se t.ex. Hart *The Concept of Law* 1961/1994, särskilt s. 269, som försvarar sig mot kritik från Dworkin, som riktats mot den rättspositiviska rättsteori som Hart förespråkade.

16 Beträffande tanken om att se rätten som en möjlighet till t.ex. framsteg, förbättring eller förändring, se t.ex. Wilhelmsson *Social civilrätt* 1987, s. 20–27; Wilhelmsson "Sosiaalisen siviilioikeuden metodiset lähtökohdat" 1997, s. 347–353 samt Wilhelmsson "Yleiset opit ja pienet kertomukset ennakoitavuuden ja yhdenvertaisuuden näkökulmasta" 2004, s. 215–216.

17 Se Gipperth *Miljö kvalitetsnormer* 1999, s. 15–17 och Christensen *Rätt och kretslopp* 2000, s. 46–47 som direkt tar avstånd från en sådan rättsdogmatisk metod som tillämpas av mig i denna forskning, och istället riktar sig in på vad som kunde kallas för en målorienterad eller de lege ferenda forskning. Det är mer eller mindre självklart att de utgångspunkter som formar en forskares forskarideologi kommer att påverka forskningsresultat, se Siltala *Oikeustieteen tieteen-teoria* 2003, s. 103–158. Se även Nilsson *Att byta ut skadliga kemikalier* 1997, s. 30–38 och 56–65, som behandlar relationerna mellan insikter om rådande och kommande miljöproblem och rättsordningen. Jämför med Kuokkanen *International Law and the Environment* 2000, särskilt s. 258–278, där en något annan synvinkel presenteras, dvs. en som ser principen om en hållbar utveckling som en tillfredsställande förmedlare mellan olika intressen eller rent av som en potentiell lösning som redan, åtminstone i viss mån, realiserats på den internationella scenen. Se även Falk "Environmental Protection in an Era of Globalization" 1995, s. 3–25 och Evans "International Environmental Law and the Challenge of Globalization" 1998, s. 207–227. Se även Rehbinder "The precautionary principle and the principle of sustainability" 1995, s. 13–29, där han analyserar en möjlig syntes mellan försiktighetsprincipen och principen om en hållbar utveckling. Beträffande en analys om vad hållbar utveckling kunde eller borde innebära, se Westerlund *En hållbar rättsordning* 1997, särskilt s. 23–42. Beträffande mer eller mindre konkreta visioneringar om hur man skall uppnå en hållbar utveckling, se KOM(2001) 264 slutlig.

begrepp används även synonymt i forskningen. Ifall begreppet norm används för att beskriva en norm som på något sätt kunde klassificeras som utomrättslig enligt den rättsvetenskapliga utgångspunkten kommer ett kvalificerande begrepp alltid att utnyttjas.¹⁸ Om en rättsordning anses bestå av en viss normmassa, som enligt en godtagen, erkänd, antagen eller förutsatt rättssats¹⁹ kan anses vara gällande, så är det just denna normmassa som är föremålet för denna forskning. Normmassan går med andra ord att avgränsa, åtminstone på sätt eller annat, och, vad som är väsentligt med tanke på författarens perspektiv, denna avgränsning innebär samtidigt även att en yttre ram för perspektivet i forskningen blir fastslagen och det som förblir utanför denna ram avgränsas från behandlingen i denna forskning. För att undvika missförstånd är det skäl att understryka att inga värderingar beträffande de satser som blir utanför behandlingen görs. Det finns ingen avsikt att ta någon som helst för ställning till värdet eller förtjänsten av de satser som avgränsas. Det kan endast konstateras att dessa satser inte får utrymme i denna forskning men att påstå att detta skulle innebära att dessa satser på något sätt skulle vara av mindre värde eller på något annat sätt av lägre rang är en feltolkning. Kanske snarare tvärtom, nämligen uteslutningen av dessa satser har bibehållit deras styrka som verktyg för kritik av denna forskning eller resultaten och slutsatserna av denna forskning. De kan fungera som ett verktyg för granskning för en betraktare och kritiker som placerat sig utanför den ram för perspektivet som antagits i denna forskning och som har för avsikt att resonera att innehållet av gällande rätt inte överensstämmer med de värdesatser som denna betraktare förespråkar.²⁰

Eftersom det är möjligt att det yttre och inre perspektivet av en rättordning, såsom dessa begrepp utnyttjats här, förblivit oklara, så kan det vara påkallat att åskådliggöra skillnaden mellan perspektiven genom en svensk översättning av Harts rule of recognition.²¹ Ur ett inre perspektiv, där alltså t.ex. en rättstillämpare fungerar innanför rättssystemet, kunde översättningen av rule of recognition vara igenkänningsregel. Däremot kunde översättningen som präglats av ett yttre perspektiv, där alltså en åskådare betraktar den ifrågavarande rättstillämparens beteende då denna utnyttjar sin igenkänningsregel, vara erkännanderegeln. För det inre perspektivet är igenkänningsregeln mer eller mindre given, den ifrågasätts inte. Däremot kommer en åskådare från det yttre perspektivet, som inte nödvändigtvis

18 Begreppet norm kan även förstås i en mycket vidsträckt bemärkelse. Se MacCormick – Weinberger *An Institutional Theory of Law* 1986, s. 32, där man bl.a. utnyttjat begreppet norm även för att beskriva ett påbud som en far riktar till sin son. Se även Kelsen *Allgemeine Theorie der Normen* 1979, s. 1, som räknar upp logikens normer, moralens normer och rättsnormer som mer eller mindre olika typer av normer.

19 Beträffande rättspositivismen torde de klassiska exemplen i detta hänseende utgöras av Grundnorm enligt Kelsen, se Kelsen *Reine Rechtslehre* 1960/1983, s. 196–227 eller Kelsen *Allgemeine Theorie der Normen* 1979, s. 203–208 eller rule of recognition, se Hart *The Concept of Law* 1961/1994, s. 100–110.

20 Se t.ex. MacCormick – Weinberger *An Institutional Theory of Law* 1986, s. 139–142.

21 Recognition kan ju både avse igenkännande och erkännande. Jämför med tyskans Erkennung och Anerkennung.

godkänner igenkänningsregeln, endast att konstatera att aktörer i det betraktade rättssystemet, t.ex. den ifrågavarande rättstillämparen, gör det, dvs. att dessa erkänner som gällande rätt det som igenkänningsregeln utvisar.²² Någon närmare eller mera ingående behandling över moralens eller etikens funktion som kritiker av vad som kunde kallas för den positiva rätten kommer dock inte att utföras i denna forskning. Denna diskussion lämnas till den rättsfilosofiska eller rättsteoretiska debatten. I det följande avsnittet kommer dock vissa riktgivande ställningstaganden till vad som kunde benämnas miljöfilosofiska åskådningar att göras.

2.2 OM FÖRHÅLLET TILL MILJÖFILOSOFISKA ÅSKÅDNINGAR SAMT FÖRUTFATTADE VÄRDERINGAR

För att undvika missförstånd är det skäl att ytterligare klargöra författarens förhållande till vad som kunde kallas för utomrättsliga tankegångar eller utomrättslig debatt samt rättslig forskning av en mera målinriktad karaktär, särskilt beträffande den debatt som kan antas vara nära besläktad med tematiken beträffande miljö kvalitet. Inom den mera filosofiska, eller rent av miljöfilosofiska, debatten har man fört en diskussion kring människans förhållande till naturen eller miljön.²³ Särskilt har man begrundat miljöns funktion vis à vis människan och tvärtom.²⁴ Vad som är skäl att hålla i minnet är att man, oberoende av etiska, filosofiska eller politiska ställningstaganden, inte kan ifrågasätta faktumet att människan är helt beroende av sin omgivning eller miljön. Förutsättningarna för mänskligt liv ligger i miljöns kapacitet att i allmänhet och överhuvudtaget upprätthålla liv.²⁵ Det är därför inte heller förvånansvärt att människan även börjat reglera sitt förhållande till miljön genom rättsnormer.

22 Se Hart *The Concept of Law* 1961/1994, s. 102–103. Se även Wright ”Is and Ought” 1985, s. 277–279, som påpekar att en rättsnorm visserligen kan framföra att man bör göra något men att detta inte nödvändigtvis betyder att man verkligen alltid skall följa rättsnormen i fråga. Faktumet att någon följer en norm innebär inte att denna person i sig skulle ta någon närmare ställning till något sanningsvärde hos normen, utan snarare har denna person endast godtagit, på basis av någon grund, att han kommer att följa denna norm.

23 Begreppen natur och miljö har idag i allmänhet en så gott som synonym betydelse. Med natur avses inte längre en orörd natur till skillnad från en miljö som bearbetats av människan. Se Kalliola ”Ihminen muuttuvassa ympäristössä” 1971, s. 199–200. Beträffande den konvergerande tendensen mellan begreppen naturvård (luonnonsuojelu) och miljöskydd (ympäristönsuojelu), se Kultalahti *Omaisuuksensa suojeleminen ympäristönsuojelussa* 1990, s. 43 och 46–47.

24 Beträffande en närmare och mera djupgående insikt i den filosofiska diskussionen se t.ex. Fox ”The Deep Ecology – Ecofeminism Debate and its Parallels” 1989, s. 5–25; Goodpaster ”On Being Morally Considerable” 1978, s. 308–325; Leopold *A Sand County Almanac and Sketches here and there* 1949, särskilt s. 201–226; Näess *Ekologi, samhälle och livsstil* 1981; Regan ”Animal Rights, Human Wrongs” 1980, s. 99–120; Regan *The Case for Animal Rights* 1983; Rolston *Environmental Ethics. Duties to and Values in the Natural World* 1988; Singer ”Animal Liberation” 1973, s. 17–21; Singer *Animal Liberation*, 1990; Stone *Should Trees Have Standing?* 1996 samt Taylor ”The Ethics of Respect for Nature” 1981, s. 197–218.

25 Se t.ex. VTT-SITRA *Ympäristön pilaantumisen ja sen ehkäiseminen* 1970, s. 1–3 samt Westerland ”Världsbilder, rättsvetenskap, juridik och hållbar utveckling” 2006, s. 313–314.

Det är inte överraskande att den normativa helheten som reglerar förhållandet mellan människan och miljön, dvs. miljörätten, är genomsyrad av och uppförd på värdeprinciper och värdegrundsatser, som på sitt sätt, åtminstone delvis, förklarar eller anger orsaken till innehållet i miljörätten och dess enskilda och individuella rättssatser.²⁶ Det är mer eller mindre självklart att dragen i utseendet av och innehållet i miljörätten har ett samband med de bakomliggande moralvärdena och moralprinciperna, om man nu vill kalla dem så. Detta är inte heller i sig obekant eller en otänkbarhet för den rättsteoretiska åskådningen som brukar kallas för rättspositivism eller den positiva rätten i övrigt.²⁷ Människans ansedda överhöghet i förhållande till bl.a. övrigt liv eller levande och döda naturresurser har inom den västerländska filosofin varit en dominerande ideologi, som kunde påstås ha genomsyrat eller åtminstone påverkat även det rättsliga tänkandet.²⁸ Åskådningen gentemot miljön har varit antropocentrisk i och med, samt, i den bemärkelsen att man i allmänhet ansett det vara naturens syfte eller uppgift att tillgodose människans behov.²⁹ Människan har på så sätt skiljts åt från den övriga naturen eller rent av placerats ovanför den övriga naturen. I sin mest extrema form tenderar alltså en antropocentrisk åskådning att förbise faktumet att människan är en del av naturen och i högsta grad beroende av naturens och miljöns välbefinnande.

Det är som sagt omöjligt att frånga faktumet att människans överlevnad är beroende av naturen omkring henne.³⁰ Således kunde det påstås vara rätt så naturligt att människan insett sin egen dödlighet och sårbarhet och tankegångarna kring människans överhöghet luckrats upp till denna del. Detta till trots bibehålls människans centrala position i bestämmande- och värderingsprocessen. Människan kan värdesätta naturen eller dess enskilda element, t.ex. genom att skydda utrotningshotade arter, men människan tenderar att bibehålla det högsta värdet inom naturen för sig själv, trots att människan är en del av den. I Orwellsk anda kunde man parafasartat konstatera att en upplyst antropocentrism behandlar människan och miljön som jämlika men människan är trots allt lite mera jämlik än miljön.³¹ För att i viss mån exemplifiera och åskådliggöra frågan kan det

26 Se även Westerlund *Rätt och miljö* 1988, s. 162–177 samt Gunnerstad ”God miljö – en mänsklig rättighet?” 1995, s. 112–123, som begrundar rätten till en god miljö ur ett människorättsperspektiv.

27 Det finns i princip inget hinder för en rättspositivist att medge att lagstiftaren mycket väl kan agera på basis av sin moraliska hållning. Se t.ex. Austin *The Province of Jurisprudence Determined* 1954, s. 184–185; Kelsen *Reine Rechtslehre* 1960/1983, s. 68–71 och 223–227; Hart *The Concept of Law* 1961/1994, s. 185–212 samt McCormick – Weinberger *An Institutional Theory of Law* 1986, s. 7–8.

28 Ifall man tar på allvar faktumet om människans beroende av Jordens biosfär kunde denna bubbla dock hastigt spräckas.

29 Med risk att låta pompös, se t.ex. 1 Mos. 1:26–28 och 1 Mos. 9:2–3. Se även von Wright *Vetenskapen och förnuftet* 1986, s. 55–65, beträffande vetenskapernas och kyrkans dragkamp vad gäller kunskapen om världen, dess fenomen och funktioner.

30 Vilket även betyder att människans fortbestånd förutsätter att naturresurser runt omkring henne utnyttjas, se Friedland – Prall ”Schutz der Biodiversität” 2004, s. 194.

31 Hänvisningen är givetvis till George Orwells *Animal Farm* och dess tionde kapitel.

konstateras att en extrem ekocentrisk doktrin i sin tur inte skiljer mellan människor och övriga element i naturen vid en eventuell värdering. De är alla på samma utgångsnivå, vilket kunde innebära dystra tider för människan. Om ett människoliv stod i ena vågskålen och ett utrotningshotat djurs liv i den andra, skulle människolivet nämligen i princip få ge vika eftersom människan inte är utrotningshotad.³²

Ur ett rättsdogmatiskt och rättspositivistiskt perspektiv spelar den filosofiska betoningen i viss mån en ringa eller mindre roll. Rättsordningens giltighet är, som konstaterats, även oberoende av mera miljöfilosofiska drag och värderingar. Gällande rätt igenkänns enligt de rättsontologiska premisserna som på sitt sätt bildar grundpelaren för rättsordningen. Det är med andra ord en, vad man kanske kunde kalla för, rättspositivistiskt orienterad rättskällelära som definierar de källor som är gällande rätt inom rättsordningen, och på samma gång även vilka värden och principer som kan anses vara av rättslig eller normativ karaktär.³³ Om substansen

32 En översikt om antropocentrism och ekocentrism ur ett miljörättsligt perspektiv går att finna i Alder – Wilkinson *Environmental Law & Ethics* 1999, s. 50–68.

33 Här är det skäl att understryka att karaktären i denna forskning är av en mera teoretisk natur. Faktumet att vad som här kallats för miljöfilosofiska drag eller värderingar inte med hull och hår godtagits som rättsliga innebär inte att författaren på något sätt skulle anse att de under alla omständigheter skulle sakna betydelse för de teoretiska konstruktioner som framställs inom ramen för denna forskning. Den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljökvalitet består av ett sätt att förklara hur rättslig reglering beträffande människans förhållande till miljön är uppbyggd. De rättsvetenskapliga utgångspunkter som legat till grund för denna forskning innebär dock inte att jag skulle anse att en bredare palett av värderingar, än de som eventuellt explicit kan anses ha blivit utnyttjade i denna avhandling, inte skulle vara i samklang med den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet. Detta är inte fallet. Den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet förhåller sig så neutralt som möjligt till det materiella innehållet av de värderingar, normer, principer, rättsatser, regler etc. som i de enskilda fallen kan anses utgöra vad vi kallar för gällande rätt. Oberoende av hurdan denna materiella innehåll nu råkar vara, så skulle jag nämligen våga påstå att den normativa miljökvaliteten, dvs. den funktionslogik som undersökts i denna avhandling, kommer att överleva intakt, åtminstone till de fundamentala delarna. Därmed har denna ovan nämnda avgränsning gjorts inom ramen för denna forskning. Det är nämligen upp till fortsatt forskning att argumentera, diskutera och avgöra hur det materiella innehållet beträffande normativ miljökvalitet i sin helhet och i detalj ser ut, eller, varför inte, hur vi vill att det skulle se ut.

I kontemporär miljörättslig litteratur har man redan tagit itu med frågan om hurdan rättsordningen borde vara, eller hur dess grundelement borde struktureras för att en ekologiskt hållbar utveckling kunde säkras. I detta hänseende kan man kanske särskilt hänvisa till Gipperth *Miljö kvalitetsnormer* 1999 och Christensen *Rätt och kretslopp* 2000. Se särskilt Gipperth *Miljö kvalitetsnormer* 1999, s. 8–12, 15–17, 78–80 och 85–89 samt Christensen *Rätt och kretslopp* 2000, s. 42–51, beträffande deras utgångspunkter. Denna genre av forskning styrs dock så pass starkt av en förutbestämd målsättning, i dessa fall den ekologiskt hållbara utvecklingen, att deras forskningsresultat talar en lite annan dialekt än de som kommer att framställas i denna avhandling. Forskningsresultat i denna avhandling saknar en direkt koppling till någon motsvarande målsättning. Därmed kommer jag inte att kommentera forskningsresultat i denna avhandling genom att utföra någon jämförelse med någon målsättning av den nyss nämnda typen. I annat fall skulle ju det medvetna valet om att utesluta en förutfattad målsättning att motarbetas. Men, understrykas bör, att jag är övertygad om att forskningsresultaten i denna avhandling mycket väl kunde utnyttjas även i en starkt målorienterad forskning. Vilka mål som utses är sedan självklart upp till envar att välja. Jag ser därmed ingen konflikt mellan min forskning och den nyss beskrivna målorienterat färgade forskningen och, vad som är mycket viktigt att inse, mitt val av utgångspunkt får inte tolkas som något negativt ställningstagande till den nyss nämnda formen av mera målorienterad forskning.

i de gällande källorna sedan kan anses vara ekocentrisk eller antropocentrisk är förvisso en intressant fråga men inom ramen för denna forskning kommer inte någon undersökning att utföras i syfte att besvara denna fråga.

Såtillyvida kunde man dock naturligtvis påstå att en rättsordning är antropocentrisk, åtminstone till sin formella del, eftersom det är människan, dvs. lagstiftaren eller andra, vad man kunde kalla för, erkända eller godkända rättsliga institutioner, som slår fast det rättsligt väsentliga förhållandet mellan människan och miljön.³⁴ I grund och botten kan alltså rättsordningen endast genom mänskligt agerande ge skydd åt natur- eller miljövärden. En annan sak är naturligtvis att rättsordningens materiella substans däremot kan påstås vara ekocentrisk, men endast som en följd av lagstiftarens eller någon annan erkänd institutions rättsliga akt, norm eller förfarande.³⁵ Det är här dock skäl att lämna diskussionen beträffande betraktelsepunkten och eventuella åskådningar som påverkat forskningen i denna avhandling. Därmed kommer blicken att vändas till vad man kan avse med begreppet miljö i en rättslig kontext och särskilt hur detta påverkar grundläggande utgångspunkter för denna forskning.

2.3 MILJÖ SOM ETT RÄTTSLIGT BEGREPP

En utförlig definition av begreppet miljö skulle eventuellt endast kunna vara resultatet av ett ambitiöst projekt. Vad som torde stå klart är att begreppet är värdeladdat i den meningen att det är omöjligt att hålla det isär från de utgångspunkter, politiska, ideologiska, etiska etc., som envar har.³⁶ Som tidigare konstaterats kommer dylika utgångspunkter eller premisser att påverka åsiktsbildning och komma till synes i uttalanden eller forskning. Frågan är för övrigt också, hur mycket nytta en eventuell utförlig definition på vad begreppet miljö egentligen har för innehåll skulle ha med tanke på denna forskning? Däremot går det inte att neka att en definition på miljö kunde fungera väl som ett avgränsningsverktyg för denna forskning. En antagen definition skulle ju avgränsa utanför behandlingen de frågor beträffande kvalitet som inte är anknutna till miljön. Även om man inte skall ha för mycket förtjusning för tanken om en i alla hänseenden utförlig definition, så kan man inte heller förhålla sig helt likgiltigt till vad som kunde avses med begreppet miljö. Det är klart att en forskning där miljökvalitet står i

34 Bodenheimer "Anthropological Foundations of Law" 1985, s. 3–4

35 Rättspositivism innebär ju inte att rättens materiella substans inte skulle kunna vara värdeladdad eller konstruerad med ett visst mer eller mindre värdeladdat syfte. Se Weinberger *Law, Institution and Legal Politics* 1991, s. 151–153. Se även Määttä *Maanomistusoikeus* 1999, s. 182–192, som behandlat frågan, särskilt beträffande äganderätt och dess apriora eller naturrättsliga element. Se även Broekman "Law, Anthropology and Epistemology" 1985, s. 22–24, som begrundat människans påverkan på rätten och rättens påverkan på människan.

36 Se Kalliola "Ihminen muuttuvassa ympäristössä" 1971, s. 197–201 om svårigheten att definiera begreppet människans miljö (ihmisen ympäristö, human environment). Kalliola påpekar att svårigheten ligger i att människan och miljön inte kan skiljas åt.

visst fokus inte kan förhålla sig nonchalant till ett av dess forskningsobjekt, dvs. miljön. Det krävs därför ett visst ställningstagande till vad som avses med miljö i denna forskning. Författaren har dock inte som avsikt eller syfte att försöka finna en övergripande eller universell definition på vad miljö i sig skulle vara. Detta är ett projekt som lämnas åt andra forskare och eventuellt också åt andra vetenskapsdiscipliner.

Den rättsvetenskapliga utgångspunkten innebär att en eventuell, för denna forskning användbar, definition på miljö måste i första hand vara anknuten till gällande rätt. Detta är tämligen klart, åtminstone senast när diskussionen kommer in på vad som avses med normativ miljö kvalitet, som är ett centralt begrepp för denna forskning. Med tanke på en definitions målsättning, vilket i det här fallet är att få ett visst grepp om vad som avses med begreppet miljö, är den rättsvetenskapliga utgångspunkten i sin renaste, i viss mån missvisande faktiska, terminologiska eller språkbruksliga form otillräcklig. Det är med andra ord inte tillfredsställande att utgå enbart från bruket av ordet ”miljö” i lagstiftning, rättspraxis eller doktrin för att fastställa vad begreppet miljö i en rättslig bemärkelse innefattar. För det första, är ett dylikt tillvägagångssätt för anknytning till ett språkbruk som inte nödvändigtvis är enhetligt och, för det andra, är det alltför formellt. Av avgörande betydelse bör inte vara den yttre skepnaden av ett använt uttryck eller ord utan innehållet av eller vad som avsetts med ett uttryck eller ord. Det är därmed otillfredsställande att enbart utgå ifrån språkbruk i gällande rättskällor. Det behövs ytterligare tilläggs villkor, eller definitionsramar, som avgränsar begreppet miljö, i den mening och i det syfte som begreppet kommer att utnyttjas i denna forskning. En definitionsram kan fungera som ett identifieringsverktyg för att avgöra vilka rättskällor som är relevanta och eventuellt även som en grundläggande deltes för hela forskningen.

Eftersom det, å ena sidan, inte är möjligt att helt och hållet ta avstånd från en viss skyldighet att definiera vad som avses med begreppet miljö men då det, å andra sidan, inte finns några ambitioner på att utförligt definiera begreppet kommer endast vissa grundläggande utgångspunkter att utstakas. Med begreppet miljö avses här den fysiska miljön och dess fenomen som människan utnyttjar, påverkar eller anpassar sig till, eller med andra ord den fysiska miljö som människan står i växelverkan med.³⁷ Med tanke på de rättsvetenskapliga premisser som ligger till grund för denna forskning är denna definition på den fysiska miljön i all sin vaghet i högsta grad användbar. Detta beror på att människan i viss mån kan påstås ligga i centrum vad gäller definitionen. Det är just människans växelverkan med den fysiska miljön runt om kring henne som är avgörande för definitionen.³⁸ Den

37 Definitionen överensstämmer med den definition på fysisk miljö som används i VTT-SITRA *Ympäristön pilaantumien ja sen ehkäiseminen* 1970, s. 1–3.

38 Se Kloepfer *Umweltrecht* 2004, s. 16–19, där Kloepfer konstaterar att begreppet miljö såsom det utnyttjas i juridiska sammanhang har haft en tendens att utvidgas till sitt innehåll från ett restriktivt begrepp som avsett orörd natur till ett begrepp som beaktar både människans påverkan i miljön och miljöns påverkan på människor.

fysiska miljön är med andra ord inte synonymt med en från människans påverkan fri eller orörd natur. En sådan orörd natur torde i dagens läge där människans påverkan sträckt sig till de mest otillgängliga och avskilda delar av biosfären eller Jorden vara en fiktion.³⁹

Normativt föreskriver rättsordningen skyldigheter enbart till personer, både fysiska och juridiska, eller med andra ord människor eller mänskligt konstruerade och skapade kollektiv eller konstruktioner.⁴⁰ Rättsordningen är människocentrerad i sitt sätt att föreskriva skyldigheter. Samtidigt är det människans verksamheter i och handlingar gentemot, eller med andra ord hennes växelverkan med, den fysiska miljön som avgränsar begreppet fysisk miljö. Eftersom skyldigheter, föreskrivna av rättsordningen, enbart riktar sig till människor, direkt som individer eller indirekt i form av skyldigheter för mänskliga kollektiv eller juridiska konstruktioner, kommer i sista hand de skyldigheter som gäller eller angår människans nämnda växelverkan med den fysiska miljön att utgöra forskningsobjektet i denna forskning. Däremot är rent empirisk eller sociologisk information om människans växelverkan i sig av mindre intresse om inte därtill är anknutet någon form av rättslig normativitet. Därmed sammansmälter definitionen på den fysiska miljön med rättsordningens normativitet. Miljö är ett rättsligt begrepp eftersom rättsordningen reglerar och styr människans växelverkan med den fysiska miljön och med fysisk miljö avses just den miljö som människan står i växelverkan med.⁴¹

Definitionen av begreppet miljö som utnyttjats här innebär också att miljön, eller närmare sagt inverkan eller effekter i miljön, ligger i centrum vad gäller miljö som ett rättsligt begrepp och den normering som rättsordningen kunde föreskriva beträffande mänskligt agerande. Nämligen, även om skyldigheter som föreskrivs av rättsordningen enbart kan riktas mot verksamheter som drivs eller handlingar som utförs av människan, eller med andra ord verksamheter eller handlingar som människan kunde kontrollera, så kan inga skyldigheter föreskrivas, eller ännu mindre verkställas eller framtvingas, utan att rättsordningen tagit ställning till den mellan människan och den fysiska miljön existerande växelverkans effekter eller konsekvenser i miljön själv. Vad är de rättsliga följderna av

39 Människan har genom tiderna ändrat och anpassat miljön enligt sitt behov, först under en senare tid har konsekvenserna börjat hota hennes egen hälsa och framtid i en större skala, se Makkonen "Miten ihminen on muuttanut luontoa" 1971, s. 43–59. Se även Klopfer *Umweltrecht* 2004, s. 19. Vidare har ju förändringar och omvälvningar i miljön ägt rum, och äger fortfarande rum, helt utan människans medverkan, vilket är en av rättsordningens utmaningar beträffande människans förhållande till miljön. Se Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 16–39. Se också Suvantola "Vaaran vyöhykkeellä – Luonnonsuojelun ja ympäristönkäytön konkurensista" 2004, särskilt s. 439–445, som påpekar att miljö rätt kunde beskrivas som en form av konflikträtt eftersom den i stort sätt reglerar just hur olika former att utnyttja miljön skall sammanjämkas.

40 Se t.ex. Aarnio *Laintulkinnan teoria* 1989, s. 64–69 beträffande en rättsnorms funktion.

41 Detta leder givetvis till en omfattande uppfattning beträffande vad som egentligen kunde vara miljö rätt. Se Klamis analys och visionering där han kommer fram till motsvarande slutsatser i Klami "Näkökohtia ympäristöoikeudesta tieteenalana" 1986, s. 72–78.

att miljön utnyttjats eller påverkats, eller vilka följder föreskrivs för att människan skall anpassa sig till miljön? Med andra ord förutsätts det att växelverkans normering förhåller sig till inverkan, effekterna eller konsekvenserna i miljön, vilka däremot inte behöver härstamma från människan. I rättslig reglering där ett normativt miljöbegrepp ingår bör således ställning tas både till inverkan eller effekterna i den fysiska miljön och till de rättsliga följder som inverkan eller effekten i fråga har på människans verksamheter och handlingar i den fysiska miljön.

2.4 NORMATIV MILJÖKVALITET

Följande steg är att begrunda den andra aspekten som är väsentlig för denna forskning. Vilken rättslig betydelse kan ett yttrande om att miljön har en viss kvalitet ha, för att inte tala om ett yttrande om vilken kvalitet miljön bör ha? Kvalitet kunde på det allmänna planet beskrivas som ett visst värde som tillskrivs ett visst föremål som betraktas. I denna forskning utgör den fysiska miljön, enligt den något obestämda men ändå rättsliga definitionen som antagits, det föremål som betraktas. Vad som sedan kan anses utgöra miljö kvalitet i allmänhet är allt annat än enkelt att få ett grepp om och som om inte detta redan i sig skulle skapa tillräckligt med frågor återstår frågan om värdering av själva kvaliteten.

Utan att ha någon ambition på att här utföra en genomgående analys över vilka aspekter som utgör kvalitet och hur de skall värderas kunde man på det allmänna planet påstå att miljö kvalitet åtminstone hänvisar till skydd av människornas hälsa och de sanitära förhållanden som påverkar människors vardagliga liv. En majoritet av människor skulle säkerligen kunna enas om att smutsiga, ohygieniska, osunda eller skadliga förhållanden inte är eftersträfvansvärda. Aspekter som påverkar eller kunde påverka människors hälsa och liv skulle säkerligen falla inom ramen för vad som kunde betraktas som miljö kvalitet.⁴² Estetiska värden kunde säkerligen även de anses utgöra element av miljö kvalitet. Här torde diversiteten i åsikter beträffande kvalitetsens nivå dock vara av en större omfattning. Vad som av den ena betraktas som ljuvt, skönt och vackert kan av den andra betraktas som rysligt, smaklöst och fult. Utan en utomstående måttstock går det ej heller att avgöra frågan.⁴³ Beträffande kvalitetsfaktorer som

42 Aspekter som påverkar människors liv och levande är mera omfattande än vad man eventuellt vid första åsyn skulle föreställa sig. Eftersom människan, åtminstone tillsvidare, är fullständigt beroende av att de fysiska förhållandena i biosfären fortsättningsvis är gynnsamma för liv, så kommer dagens följder med långtgående, allvarliga och globala konsekvenser att i allt större grad påverka människans hälsa och liv. Se Westerlund "Where would Mankind stand without land" 2001, s. 19–21. Se även Rawls *A Theory of Justice* 1973, s. 118–192, i en mera generell kontext beträffande rättvisa.

43 Beträffande värdering av estetiska värden på ett allmänt plan i miljö rättslig kontext, se Ekroos *Kauneus ja rumuus ympäristö oikeudessa* 1995, särskilt s. 8–30 och 38–41. Se även t.ex. HFD 1998:83, där man var tvungen att ta ställning till huruvida en vacker landskapsbild fördärvas eller inte.

påverkar människors hälsa eller liv kan man vända sig till t.ex. medicinsk eller annan vetenskaplig expertis som kan konstatera om ett förhållande verkligen är farligt eller inte. Säkerligen kommer expertisen att vara oenig från fall till fall, men denna oenighet beror eventuellt inte så mycket på en skillnad i direkt subjektiva åsikter som den beror på en avsaknad av bevis för att kunna visa att den ena eller andra åsikten är korrekt. Beträffande värden av mera estetisk karaktär är det avsevärt svårare att fastställa någon motsvarande måttstock.

Individens värderingar och smak varierar givetvis vilket avspeglas i deras uppfattning om vad kvalitet är. Risker och skador på människors hälsa eller miljön som anses vara oacceptabla åtnjuter i allmänhet inte stöd. När en viss risk eller skada anses vara oacceptabel och hur man kommer fram till denna slutsats är allt annat än elementärt, även om vissa ramar kunde antas vara möjliga att fastslå.⁴⁴ En miljö kvalitet som skulle vara så pass dålig att livet på Jorden som man känner till det skulle upphöra skulle utan tvekan anses vara oacceptabelt av en majoritet av människor. Men ju längre man rör sig från denna apokalyptiska värld, desto svårare blir det att finna konsensus. Olika intressen börjar spela sitt spel i denna intrikata polyfoni och substansen av vad som utgör beaktansvärda aspekter av kvalitet och hur de skall värdesättas börjar divergera mellan olika betraktare och intressegrupperingar.

Att bibehålla och skydda kvaliteten av biosfären, dvs. hela Jorden, som är den naturresursbas som människan behöver för sin överlevnad, är en ambitiös målsättning för dagens miljö rätt.⁴⁵ Ett hållbart utnyttjande av naturresursbasen som en helhet, i enlighet med den vidlyftiga principen om en hållbar utveckling och skyldigheten att beakta kommande generationer, är en förutsättning för att mänskligt liv skall kunna existera även i framtiden.⁴⁶ Detta kan ses som ett

44 Se t.ex. Contini – Servida "Risk analysis in environmental impact studies" 1992, s. 79–103, beträffande funktionen av en riskanalys i samband med miljökonsekvensbedömningar.

45 Se t.ex. Klami "Näkökohtia ympäristöoikeudesta tieteenalana" 1986, s. 72–78.

46 Se Ympäristön ja kehityksen maailmankomissio *Yhteinen tulevaisuutemme* 1988, s. 10–48. Se Westerlund *En hållbar rättsordning* 1997, s. 23–42, som påpekar att upprätthållandet av den begränsade naturresursbasen är den grundläggande tesen för en hållbar utveckling. Se även Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 19–20 och 23–25 samt Westerlund "Världsbilder, rättsvetenskap, juridik och hållbar utveckling" 2006, s. 316–322, beträffande uppenbara praktiska problem i att förverkliga hållbar utveckling inom dess ramar som tycks vara svåra att erkänna. Se även Reh binder "Das deutsche Umweltrecht auf dem Weg zur Nachhaltigkeit" 2002, s. 657–666, beträffande en avspeglning av kontemporär tysk miljö rätt mot hållbarhetskonceptet.

Det är dock återigen skäl att understryka att faktumet att en hållbar utveckling inte individuellt för sig kommer att behandlas i någon mera utförlig utsträckning inom denna forskning inte får tolkas som något avståndstagande från detta ovan nämnda faktum om människans beroendeförhållande. Implikationerna som ett hållbart utnyttjande, ifall det faktiskt skulle tas på allvar såsom t.ex. förespråkats av Westerlund, skulle ha, även för det rättsliga tänkandets fundament sträcker sig enligt mig dock inte direkt till den funktionella aspekt som i denna forskning undersökts i form av vad som här kallats för normativ miljö kvalitet. Inom domänen för en faktisk och på allvar tagen hållbar utveckling skulle den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet fortfarande regera. Det skulle nämligen fortfarande vara fråga om att reglera människans förhållande till miljön. Den funktionella logiken skulle inte försvinna någonstans, även om man eventuellt med fog kunde påstå att det materiella innehållet av rättsordningen

naturvetenskapligt faktum men detta innebär givetvis inte att en förödande framtid till följd av ett ohållbart utnyttjande skulle vara omöjlig. Det är fullt tänkbart att faktumet om begränsade naturresurser ignoreras och människan genom sitt agerande åstadkommer sitt eget fördärv, antingen på grund av ett medvetet val eller till följd av bristande kunskap.⁴⁷

Eftersom normativitet enligt de rättsvetenskapliga premisserna är ett resultat av mänskligt handlande, dvs. normativitet åstadkoms genom lagstiftning, rättskipning och dylikt, kan inte heller en normativ kvalitet härledas från övriga källor än de som enligt antagna ontologiska premisser utgör gällande rätt. Det är dock skäl att omedelbart konstatera, för att undvika missförstånd, att jag inte påstår att miljö kvalitet som sådant skulle vara ett uteslutande rättsligt fenomen. Miljön och dess funktioner är i högsta grad ett föremål för bl.a. naturvetenskaperna att begrunda, analysera och förklara. Rättsvetenskapen kan inte påverka naturlagarna eller deras funktion.⁴⁸ En norm i sig är inte heller något konkret föremål som kunde beaktas och analyseras enbart som sådant. Normer har en abstrakt karaktär. Däremot kan en norms följder vara konkreta, i och med att normen påverkar mänskligt beteende och handlande, och dessa följder kan i högsta grad observeras.⁴⁹ Miljö kvalitet i allmänhet eller som ett naturvetenskapligt faktum är inte i sig föremålet för rättsvetenskaplig forskning och därmed ej heller för denna forskning. Därmed är det skäl att begrunda förhållandet mellan naturvetenskapliga fakta angående miljö kvalitet och vad som i denna forskning avses med normativ miljö kvalitet.

skulle genomgå en revolution av något slag. En apokalyptisk omvälvning i människans situation på Jorden kunde givetvis omkullkasta detta påstående, men vid det skedet finns det knappast någon som längre bryr sig om att framställa motargumentet.

47 Se O’Riordan – Cameron ”The History and Contemporary Significance of the Precautionary Principle” 1994, s. 15, som påpekar att politiska och pengarelaterade dagliga realiteter kan vara stötestenar för ett agerande där man tog i betraktande kommande generationers intressen.

48 Se Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 33–39, som mycket riktigt med hjälp av en distinktion mellan aktör och reaktör påpekar att naturen hör till den sistnämnda kategorin. Naturen har ingen abstraherbar självständig vilja enligt vilken den skulle agera. Funktioner och fenomen i naturen beror på naturlagarna och eventuella konsekvenser följer direkt av dessa naturlagar. Naturen är en reaktör, som inte kan styras i strid med naturlagarna. Människan kan endast erhålla kunskap om naturlagarna genom att studera dem och sedan eventuellt dra nytta av dem. Människan kan inte ändra på dem. Rättsordningen eller vilken annan politisk vilja som helst kan inte ändra på naturlagarna och deras funktioner och följder. Viljeförklaringar kan endast styra mänskligt handlande, dvs. aktörer. Människan är kapabel att tänka abstrakt och hennes handlanden kan styras med hjälp av t.ex. rättsordningen. Människan är en aktör medan naturen är en reaktör. På motsvarande sätt påpekar MacCormick att endast en autonom varelse kan svara på krav i en normativ ordning genom en viljehandling. Se MacCormick *Questioning Sovereignty* 1999, s. 3–6. Dock är det skäl att komma ihåg att det inte finns något fundamentalt logiskt hinder för att lagstiftning även skulle rikta skyldigheter till reaktören, dvs. miljön. Vad som är logiskt möjligt, dvs. möjligt att föreställa i tankar eller fantasin, behöver ju inte vara rationellt eller möjligt i praktiken. Se Wright ”Is and Ought” 1985, s. 268–272.

49 Se MacCormick – Weinberger *An Institutional Theory of Law* 1986, s. 33–35, där det påpekas att normer är tankeobjekt, som inte förutsätter att dessa skulle kunna observeras eller undersökas med t.ex. några mätredskap.

2.4.1 NATURVETENSKAPLIGA FAKTA OCH NORMATIV MILJÖKVALITET

När kan jurister diskutera om miljö kvalitet i den bemärkelsen att denna kvalitet kunde påstås vara normativ? Hur transformeras naturvetenskapliga fakta till rättssatser som kan analyseras och förklaras med hjälp av en juridisk metod? Normativitet, eller faktumet att vara underställd en norm beträffande dess tillämpning, innebär att en handling som inte är i enlighet med föreskriften i normen i fråga kan förebrås, fördömas eller kritiseras av en själv eller av andra. Om denna fördömande eller kritiska funktion institutionaliserats genom t.ex. en domstolsapparat har vad vi kallar rättsordningen erhållit en av sina fundamentala kännetecken.⁵⁰ Förhållandet mellan sådan normativ institutionalisering, å ena sidan, och naturvetenskapliga fakta, å andra sidan, är av intresse vad gäller gebitet för miljörettslig forskning, inte minst om forskningen, som i detta fall, riktar sig till rättsliga frågor med anknytning till miljö kvalitet.

Det är något av en truism att miljöretten har ett nära samband med naturvetenskaperna.⁵¹ Dessa studerar miljön och dess funktioner och bidrar till ett informationsflöde om miljön och de naturlagar som påverkar och styr olika fenomen i naturen och miljön. Jurister har i sin traditionella egenskap en obetydlig roll i att undersöka eller förklara naturfenomen som äger rum i den fysiska miljön. I juridiskt språkbruk talar man t.ex. om miljöförorening som kan härledas ur eller spåras till ett konkret lagstadgande som slår fast att det är förbjudet att förorena miljön. Förorening kunde t.ex. vara definierat som en försämring av kvaliteten i den naturliga miljön eller som ett utsläpp av ett ämne i miljön vilket är hälsofarligt för människan. För att kunna avgöra vad som i ett enskilt fall bör anses utgöra förorening är juristen dock beroende av vad som kunde kallas för utomjuridisk kunskap om vad som utgör försämring av kvaliteten i den naturliga miljön eller vad som är ett för människan hälsofarligt utsläpp. Endast om lagrummet ifråga skulle föreskriva en exakt numerisk standard som skulle fastställa en viss koncentration av ett ämne i miljön som hälsofarligt, skulle rättskipningsorganet, som i ett enskilt fall tillämpar ifrågavarande lagrum, eventuellt undgå behovet av ytterligare naturvetenskaplig information, naturligtvis med undantag av den information som fastställts att den numeriska standarden överskridits. Lagstiftningsorganet som antagit den numeriska standarden skulle däremot vara tvunget, i alla fall om organet haft ambition eller aspiration på att vara trovärdigt i en något mera omfattande och sakkunnig församling, att grunda och motivera den numeriska standarden med naturvetenskapliga fakta som påvisar varför en dylik koncentration är hälsofarlig för människan. Det är med andra ord helt enkelt essentiellt att åtminstone i viss mån försöka klargöra funktionen av naturvetenskapliga fakta i tillämpningen av rättsliga normer särskilt inom miljöretten.

50 Se MacCormick *Questioning Sovereignty* 1999, s. 6–7.

51 Se t.ex. de Sadeleer "The Precautionary Principle in EC Health and Environmental Law" 2006, s. 144–172, särskilt beträffande betydelsen av naturvetenskaplig kunskap i samband med att försiktighetsprincipen tillämpas.

Naturvetenskapliga fakta som har ett nära samband med miljörätten kan kallas för råa eller materiella fakta. Systematisk kunskap om råa eller materiella fakta kan erhållas genom naturvetenskaplig forskning, kunskap och metod. Vid sidan om råa fakta finns det även en annan typ av fakta, som inte kan verifieras genom naturvetenskapliga metoder eller naturvetenskaplig kunskap, men som ändå kan påstås utgöra objektiva fakta, dvs. något mera än endast ett uttryck av en åsikt. Förutsättningen för existensen av ett sådant objektivt faktum är att det existerar en begreppslig, och beträffande denna forskning också rättslig, institution med hjälp av vilken detta faktum kan identifieras och kvalificeras. Ett påstående vars riktighet beror på förekomsten av råa fakta och dessutom på tillämpningen av rättsliga normer på dessa råa fakta har i litteraturen döpts till ett institutionellt faktum.⁵² I en rättsvetenskaplig redogörelse över rättsordningen och dess funktion kan man, å ena sidan, tala om institutionella fakta och, å andra sidan, om råa fakta, däribland naturvetenskapliga fakta.⁵³

En rättslig institution består av två komponenter, dels av en beskrivning av bl.a. de fysiska dragen hos objektet för institutionaliseringen och dels av en beskrivning av vilken funktionell roll objektet har beträffande förhållanden som fastställer följder.⁵⁴ Helheten i det enskilda fallet,⁵⁵ dvs. förhållandet som inrättats och eventuellt redan avslutats samt som kommer att ha eller redan haft vederbörande följder, går att beskriva med hjälp av ett rättsligt begrepp eller med andra ord genom vad som här kallas för en rättslig institution. I det samhälleliga livet i sin tur går dessa rättsliga institutioner i det enskilda fallet och i praktiken att identifiera som institutionella fakta.⁵⁶

Ett institutionellt faktum är i ett enskilt fall ett typexempel på en abstraherbar rättslig institution. Med en rättslig institution avser man ett rättsligt förhållande

52 Searle *Speech Acts* 1969, s. 50–53.

53 Se McCormick – Weinberger *An Institutional Theory of Law* 1986, s. 9–13 och 49–74, där en skillnad görs mellan institutionella fakta och råa fakta (brute facts). Naturvetenskapliga fakta hör hemma i den sistnämnda gruppen. Se även t.ex. Peczenik *Vad är rätt?* 1995, s. 175–183.

54 Weinberger *Law, Institution and Legal Politics* 1991, s. 23. Med en rättslig institution kan även avses ett organ, t.ex. riksdag, domstol, myndighet el. dyl., som har kompetens att utföra någon uppgift med rättsliga följder. För att undvika sammanblandning och missförstånd skulle kanske begreppet institutionella organ vara att föredra som ett underbegrepp i denna bemärkelse. Se McCormick *Rhetoric and the Rule of Law* 2005, s. 3–4, som använder begrepp som ”institutionalized adjudication”, ”adjudicative institutions” och ”institutional judgments” för att beskriva rättsskipningsorgan och deras verksamhet inom ett rättssystem. Se även Weinberger *Law, Institution and Legal Politics* 1991, s. 20. Se även von Wright *Norm and Action* 1963, s. 75–76.

55 Helheten kan bestå av ett komplex av olika fysiska aktörer och objekt samt deras föreskrivna kompetenser och uppgifter. Denna kollektiva helhet är, i bemärkelsen att den existerar, ett institutionellt faktum. Se Weinberger *Law, Institution and Legal Politics* 1991, s. 162.

56 Om rättsliga institutioner och institutionella fakta se McCormick – Weinberger *An Institutional Theory of Law* 1986, s. 49–58. Jämför med Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 40–70, och vad han kallar styrsystem som utgörs av komponenter som miljökvalitetsmål, regler om deras genomförande med hjälp av handlingsregler och regler om genomdrivande. Styrsystem i Westerlundsk terminologi torde kunna jämföras med den institutionella helheten som normativ miljökvalitet står för.

som kan uppstå och upphöra till följd av inrättande och avslutande handlingar (institutive och terminative acts). Inrättandet och avslutandet av det rättsliga förhållandet, dvs. institutionen, regleras av inrättande respektive avslutande normer (institutive och terminative rules). Ett dylikt rättsligt förhållande har även rättsliga följder vilka regleras av följdnormer (consequential rules).⁵⁷ Vad som är ytterst relevant att inse är att det förutsätts en viss process, ett visst förfarande eller vissa omständigheter för att ett institutionellt faktum skall vara vid handen. Processen eller förfarandet behöver inte vara strikt formell utan kan också vara relativt oreglerad. Men ifall processen eller förfarandet inte följs eller om förutsatta omständigheter inte varit rådande har inte ett institutionellt faktum uppstått.⁵⁸ Beträffande normativ miljö kvalitet är det även av betydelse vilken rättslig karaktär som förutsätts av processen, förfarandet eller omständigheterna.⁵⁹

Det är skäl att påpeka att de ovan nämnda begreppen utnyttjas i följande bemärkelse i denna forskning. För det första, görs ingen skillnad mellan inrättande och avslutande normer. Dessa behandlas båda under begreppet inrättande norm. Detta beror helt enkelt på att inrättande och avslutande normer har en besläktad funktion, dvs. att etablera eller upprätthålla ett institutionellt faktum.⁶⁰ Därmed är det inte nödvändigt att skilja åt dem på ett begreppsligt plan. Om den inrättande normen i ett aktuellt fall etablerat ett institutionellt faktum eller om denna etablering upphört till följd av den inrättande normen (som alltså i detta fall kunde kallas avslutande norm) är endast ett praktiskt element eller en konkret följd av den inrättande normens funktion.⁶¹ För det andra, används begreppen inrättande norm och följdnorm i en abstrakt eller funktionell bemärkelse. Detta innebär att det inte är nödvändigt att två faktiska skilda normsatser, t.ex. i form

57 Se McCormick – Weinberger *An Institutional Theory of Law* 1986, s. 49–58. Det är inte nödvändigt att skapandet av institutionen sker genom en explicit språklig handling (speech act), institutionen kan även uppstå till följd av andra fakta. Se Searle *The Construction of Social Reality* 1995, s. 115–116. Den inrättande normen och följdnormen skulle kanske beträffande språkbruket i denna forskning även kunna kallas den inrättande funktionen och följdfunktionen hos en miljö kvalitetsnorm. Eftersom den inrättande normen dock i princip kan fungera i isolation från någon följdnorm, har dock begreppet ”norm” utnyttjats. Se även Zetterberg *Miljörättslig kontroll av genteknik* 1997, s. 19–22, där begreppet genomdrivanderegler utnyttjas.

58 På motsvarande sätt påpekar Austin att man genom särskilda ”performatives”, dvs. ord och uttryck som då de yttras även innebär en handling, endast kan åstadkomma handlingen om ett särskilt förfarande iakttagits eller särskilda omständigheter varit rådande. Villkoren för att handlingen verkligen skall ha fullbordats är bl.a. att orden uttalats av en viss person under vissa omständigheter, att de involverade personerna och de aktuella omständigheterna uppfyller vissa kriterier, att ett förutsatt förfarande fullbordats enligt föreskriven ordning, samt att involverade personer deltagit uppriktigt i förfarandet och levt upp till eventuella konsekvenser. Se Austin *How to do things with words* 1962, s. 12–18 och 25–52 samt Austin *Philosophical Papers* 1970, s. 233–241.

59 Detta kommer att behandlas mera utförligt i del I kapitel 2.5.

60 Se även von Wright *Norm and Action* 1963, s. 191, som påpekar att man genom att upphäva en norm egentligen även kan anses skapa en ny norm med ett annat innehåll än den upphävda normen. När man upphäver ett förbud innebär detta med samma att man i fortsättningen tillåter det som tidigare varit förbjudet och vice versa.

61 Se även Searle *The Construction of Social Reality* 1995, s. 27–29 och 43–51, som använder uttrycket constitutive rules.

av två skilda artiklar eller paragrafer, skulle förutsättas. Med den inrättande normen och följdnormen beskrivs enbart de två skilda funktionerna hos den normativisering eller institutionalisering av en viss kvalitet i miljön⁶² och de rättsliga följderna av denna normativisering eller institutionalisering. Den funktionella helhet som bildas av den inrättande normen och följdnormen kommer i sin tur att benämnas miljökvalitetsnorm.

Förhållandet mellan naturvetenskapliga, eller råa fakta, och institutionella fakta uppmanar till en mera ingående granskning särskilt beträffande miljöns kvalitet. Den ovan skildrade funktionen av inrättande normer i samband med institutionella fakta innebär att ett visst naturvetenskapligt faktum, eller eventuellt flera fakta, institutionaliseras till ett institutionellt faktum av en inrättande norm. Vad gäller miljöns kvalitet innebär detta på det teoretiska planet bl.a. att den inrättande normen identifierar ett visst materiellt faktum beträffande miljöns kvalitet. Denna identifikation kan även innehålla ett element av osäkerhet. Det vill säga det materiella faktumet behöver inte vid identifikationsskedet vara de facto vid handen, t.ex. i form av en degradering av miljön, utan faktumet kan även bestå av en vision om att avse att förhindra degraderingen av miljön. Det finns inget logiskt hinder för att inbaka ett försiktighetstänkande i den inrättande normen. Som en följd av identifikationen kvalificerar den inrättande normen någon eller några aspekter hos kvaliteten av ifrågavarande miljö i en rättslig bemärkelse. På grund av denna kvalificering inrättas en miljökvalitetsnorm, dvs. ett institutionellt faktum, som är normativ i rättslig bemärkelse. I enlighet med språkbruket i denna forskning kan man konstatera att en normativ miljökvalitet har fastställts.

Det funktionella innehållet hos en miljökvalitetsnorm är dock inte begränsat endast till en upprepning av de naturvetenskapliga fakta som i verkligheten är iakttagbara i den fysiska miljön. Ett institutionellt faktum är något mera än endast en ny beteckning på en hop naturvetenskapliga fakta.⁶³ Så är fallet även beträffande normativ miljökvalitet där det genom den inrättande normen sker en kvalificering som har sådana rättsliga följder, som inte skulle följa enkom ur de aktuella naturvetenskapliga faktumen. Skillnaden mellan blott beskrivande uttryck och den funktionella aspekten hos normativ miljökvalitet är även i praktisk bemärkelse mera djupgående. Ifall den inrättande normen, dvs. de grunder med hjälp av vilka ett faktum identifieras och kvalificeras, skulle vara av blott beskrivande karaktär, så skulle kriterierna för identifiering och kvalificering anpassas till de materiella faktumen. Eftersom så inte är fallet måste de materiella faktumen

62 Den särskilda karaktären hos den inrättande normen innebär att den inte särskilt friktionsfritt passar in i vissa systematiska redogörelser över rättsnormer, särskilt beträffande en uppsjälkning av rättsnormer i olika undergrupper. Se t.ex. Makkonen *Luentoja yleisestä oikeustieteestä* 1998, s. 82–86. Jämför dock med Laakso *Oikeudellisesta sääntelystä ja päätöksenteosta* 1990, s. 11, där man även identifierat interventionsnormer som en undergrupp av rättsnormer. Med en interventionsnorm avser Laakso sådana normer vars syfte är att styra samhället mot vissa allmänt uppskattade mål.

63 Searle *The Construction of Social Reality* 1995, s. 43–46.

anpassas till kriterierna för identifiering och kvalificering. Denna skillnad har av Anscombe åskådliggjorts genom ett exempel från det vardagliga livet som här i korthet kommer att återges.⁶⁴ Anta att en man beger sig till ett köpcentrum med en inköpslista på vilken hans hustru skrivit ”mjölk, ost, smör och bacon”. Anta vidare att en privatdetektiv övervakar mannens handlingar i köpcentret och att detektiven gör en lista över alla varor som mannen inhandlar. Därmed existerar två identiska listor men deras funktion är olika. Beträffande mannen är listans funktion att få verkligheten att överensstämma med listan medan listans funktion beträffande privatdetektiven är att få listan att överensstämma med verkligheten. Detta illustreras väl om vi antar att mannen i stället för att inhandla bacon köper ett parti griskotletter. Om detektiven upptäcker att han på sin lista skrivit ”bacon” trots att mannen inhandlat griskotletter, kan detektiven korrigera sitt misstag genom att radera ordet ”bacon” och ersätta det med ordet ”griskotletter”. Men om hustrun hemma påpekar åt sin man att han köpt griskotletter trots att det på inköpslistan stod ”bacon”, kan mannen inte korrigera sitt misstag genom att radera ordet ”bacon” och skriva ”griskotletter” i stället. Därmed, även om en inrättande norm beträffande normativ miljö kvalitet skulle utgöras av en lista av materiella fakta och på sitt sätt vara identisk till innehållet med en beskrivande lista som innehöll precis samma fakta, så är dessa två identiska listors funktion av en annan karaktär. Den inrättande normen kan jämföras med inköpslistan som uppgjorts av hustrun i det ovan nämnda exemplet. Därmed har den inrättande normen en distinkt funktion som avskiljer den från en blott redogörande eller beskrivande upprepning av materiella fakta i den fysiska miljön.

Jag är medveten om att teorin om språkliga akter (speech acts) inte nödvändigtvis som sådan kan appliceras på det fenomen eller förhållande som inom denna forskning döpts till normativ miljö kvalitet. Åtminstone kan den begreppsliga analysen inte som sådan utan svårighet överföras till denna forskning, eftersom det inom normativ miljö kvalitet inte är fråga om ett på motsvarande sätt reducerbart tvåpartsförhållande vilket är fallet vid ett typfall av en speech act, där en talare genom att säga något åt en åhörare med samma även utför en handling.⁶⁵ Med risk att rikta en förhastad blick i den fortsatta argumentationen i denna forskning kan man aningen förenklat dock konstatera att enligt den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, så är det rättsordningen som är talaren, som genom sitt auktoritativa uttal om en miljö kvalitet som riktats till åhöraren, vilket i detta fall utgörs av mänskliga handlingar och verksamheter med följder i miljön, inte endast konstaterat att miljöns kvalitet vid en viss tidpunkt råkar vara så och så, utan, genom detta uttal, har även en handling utförts som har rättsliga följder för åhöraren.

64 Se Anscombe *Intention* 1976 s. 56–57. Exemplet som här återgetts är i den något förlängda form som går att finna i Searle *Expression and meaning* 1979, s. 3–4.

65 Se t.ex. Austin *How to do things with words* 1962, s. 148–160 och Searle *Expression and Meaning* 1979, s. 12–20, särskilt beträffande hur en indelning av olika ord och uttryck kan göras av så kallade illocutionary acts. Se även von Wright *Logiikka, filosofia ja kieli* 1968, s. 246 och 250, som anser att Austins teori blev ofullbordad och att det vore välkommet att den utvecklades.

De rättsliga följder som en institutionalisering har går att identifiera med hjälp av den följdnorm eller de följdnormer som är anknutna till den rättsliga institutionen som här döpts till normativ miljökvalitet. I den ovan beskrivna bemärkelsen är normativ miljökvalitet med andra ord ett institutionellt faktum, dvs. normativ miljökvalitet har konkreta rättsverkningar till följd av följdnormen som är anknuten till faktumet att den inrättande normen identifierat och kvalificerat en viss miljökvalitet som normativ. Det är skäl att ytterligare understryka att omständigheten att normativ miljökvalitet i praktiken endast skulle hänvisa till naturvetenskapliga fakta och till följd av detta i praktiken i sin helhet skulle bestå av naturvetenskapliga fakta inte i sig påverkar miljökvalitetens normativitet. Det finns även en viss inbyggd dynamik i den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet till följd av dess karaktärisering som rättslig institution, vilket innebär att kriterierna för att en kvalificering kan ske, dvs. de kriterier som påverkar identifieringen och kvalificeringen enligt den inrättande normen, inte behöver vara definitiva, utan dessa kan även vara flexibla eller dynamiska.⁶⁶

2.4.2 BETYDELSEN AV INVERKAN OCH EFFEKT I MILJÖN FÖR FUNKTIONEN AV NORMATIV MILJÖKVALITET

Normativ miljökvalitet, som en teoretisk konstruktion, blir fastställd av miljökvalitetsnormen som består av två funktionella stöttepelare. Å ena sidan, består miljökvalitetsnormen av den inrättande normen, som identifierar och kvalificerar en viss kvalitativ aspekt i miljön som normativ (och som naturligtvis också kan utesluta normativiteten eller beröva en tidigare fastställd normativitet). Å andra sidan, består miljökvalitetsnormen av följdnormen som föreskriver om de rättsliga följder eller rättsmedel som är anknutna till den rättsliga institutionen eller till det institutionella faktumet, dvs. normativ miljökvalitet.⁶⁷ Förutsättningen för att det skall vara möjligt att kvalificera en viss miljökvalitet som normativ är att en rättslig norm föreskriver ett visst förhållande i eller en viss kvalitet hos miljön som normativ.⁶⁸ Endast om en på detta sätt normativ eller rättslig identifiering och kvalificering av normativ miljökvalitet ägt rum kan man undersöka vilka följder eller rättsmedel som eventuellt står till buds. En i sin helhet isolerad inrättande norm tillför väldigt lite information för någon praktisk tillämpning, även om ett sådant fall givetvis inte är omöjligt i verkligheten. Utan kännedom

66 Se MacCormick-Weinberger *An Institutional Theory of Law* 1986, s. 69–73, som påpekar att villkoren för att en inrättande norm skall identifiera och kvalificera ett förhållande som en rättslig institution inte behöver vara uttömmande. Villkoren kan ha en öppen natur (open-ended nature).

67 Med hjälp av Hartiansk terminologi kunde man om man så ville eventuellt tala om sekundära normer, som inrättar och avslutar ett visst förhållande som normativ miljökvalitet, och primära normer som föreskriver de följder eller skyldigheter som i övrigt förknippas med normativ miljökvalitet. Se Hart *The Concept of Law* 1961/1994, s. 79–99.

68 Till frågan beträffande vad som kan anses utgöra en rättslig norm återkoms i del I kapitel 2.5.

om eller existensen av eventuella följdnormer kan man anta att det allmänna förhållandet gentemot normativ miljö kvalitet skulle vara tämligen likgiltigt både inom en rättslig diskurs och inom ett samhälle i allmänhet.⁶⁹ Så skulle för övrigt vara fallet med andra institutionella fakta, beträffande vilka en följdnorm saknades. Den sammansatta funktionen av dels den inrättande normen och dels följdnormen är symbiotisk. Då den normativa helheten, som består både av den inrättande normen och också av följdnormen, på sätt eller annat betraktas i samma kontext kan man på ett förnuftigt sätt tala om normativ miljö kvalitet och därmed beskriva funktionen av denna rättsliga institution. I denna forskning har man dock varit tvungen att göra vissa avgränsningar. Dessa innebär att följdnormens praktiska detaljerade funktioner inte behandlas i någon utförlig form. Följdnormen behandlas endast som en mer eller mindre abstrakt och skisserad konstruktion.

Tudelningsen mellan naturvetenskapliga och institutionella fakta som gjordes ovan bibehålls givetvis även då miljöns kvalitet utgör det objekt som är föremål för en rättslig institutionalisering. Om en viss miljö kvalitet i ett konkret fall identifierats och kvalificerats som normativ innebär detta inte att denna konkreta miljö i sig skulle vara synonymt med den rättsliga institutionen normativ miljö kvalitet. Den abstrakta rättsliga institutionen, eller begreppet, normativ miljö kvalitet bör på det teoretiska planet hållas isär från de konkreta förhållandena i miljön som i ett enskilt fall kvalificerats.⁷⁰ Detta uppmärksammas även om man accepterar att den inrättande normen inte egentligen i praktiken identifierar och kvalificerar ett konkret förhållande i miljön som sådant, utan i verkligheten är objektet för identifieringen och kvalificeringen hos den inrättande normen en viss inverkan eller effekt i miljön. Men, med denna inverkan eller effekt avses under inga omständigheter endast någon påverkan som människan fått till stånd. Det är fråga om en inverkan eller effekt som hänvisar till förhållandet eller funktionen i miljön som institutionaliserats av den inrättande normen.

Man kan ta som ett exempel en naturskyddsföreskrift, där en våtmark föreskrivs som en särskild miljö kvalitet, som bör skyddas, dvs. som ett skyddsobjekt. I detta exempel fall identifieras och kvalificeras inte enbart de råa fakta som kan betraktas i våtmarken, t.ex. kännetecknande drag såsom vattnets karaktär, djurbestand eller växtlighet, som kan iakttas i våtmarken och som utgör de kännetecknande dragen som innebär att just denna konkreta miljö identifieras och kvalificeras som våtmark och därmed som skyddsobjekt. På basis av vissa kännetecknande premisser och drag identifieras visserligen ett visst område som en våtmark, men vad som egentligen är föremålet för klassificeringen, är förhållandet eller tillståndet som är kännetecknande för miljön ifråga och som, ifall förhållandet eller tillståndet sätts ur balans, dvs. ifall en inverkan eller effekt äger rum, skulle leda till att ifrågavarande objekt inte längre skulle klassificeras som

69 Se t.ex. Christensen "Goda förutsättningar för tillsyn" 2001, s. 195–204, som begrundar betydelsen av tillsyn i det svenska miljö rättsliga systemet.

70 Searle *The Construction of Social Reality* 1995, s. 43–46.

en våtmark. Den inrättande normen har i exemplet inte endast identifierat kännetecknande drag för våtmarken i sig utan också den ram, tröskel eller nivå inom vilken det är möjligt att identifiera miljön som en våtmark och därmed också sådan inverkan eller effekt som skulle innebära att man inte längre skulle kunna finna dessa kännetecknande drag, dvs. att man inte längre skulle kunna tala om en våtmark beträffande det ifrågavarande objektet.⁷¹ De identifierade kännetecknande dragen, t.ex. vattnets karaktär, djurbeståndet eller växtligheten utgör med samma den referenspunkt som fastställer vilken inverkan eller effekt som tolereras i våtmarken. Det konkreta innehållet hos den accepterade toleransen, särskilt beträffande eventuella rättsliga följder, är beroende av vilka rättsmedel som står tillbuds, dvs. vilka följdnormerna i det aktuella fallet är. Men, om inte denna referenspunkt, beträffande inverkan och effekt i miljön, fastställdes, så skulle följdnormer inte kunna fungera. Den inrättande normen har därmed inte endast som funktion att fungera som en upprepa av råa fakta, utan den har också en mera betydande funktion i och med att den samtidigt hänvisar till olika inverkan och effekter i miljön. Det är på denna punkt som det kännetecknande draget hos ett institutionellt faktum går att finna. Den absoluta förutsättningen för att det skall vara fråga om en institutionalisering av någon form, är att klassificeringen innebär ett tillskott av information beträffande en ny funktion hos det ifrågavarande råa faktumet.⁷² Den inrättande normen identifierar med andra ord och i korthet otillåten inverkan och otillåten effekt i miljön. Det är denna inverkan eller effekt i miljön som kvalificeras och som utgör den funktionella kärnan i den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet.⁷³ Den inrättande normen har alltså en kunskapstillförande karaktär, den förmedlar kunskap om vilka förhållanden eller företeelser i miljön som är väsentliga i en rättslig behandling.

Till följd av en identifiering och klassificering har det identifierade och klassificerade objektet givetvis inte förändrats till sina fysiska drag. T.ex. våtmarken med sin flora och fauna är till sina fysiska, biologiska, ekologiska etc. förhållanden likadan trots att en identifiering och klassificering ägt rum. Institutionaliseringen

71 Jämför med Austin *How to do things with words* 1962, s. 1–7, där det poängteras att, vad Austin kallar för, en ”performative (sentence)” som uttalas under vissa särskilda omständigheter utgör mera än att endast beskriva bl.a. ett förhållande, en handling eller en verksamhet. Sådana uttryck kan inte heller påstås vara sanna eller falska. Ett avgörande särdrag beträffande sådana ”performatives” är att då det uttalas har man gjort något mera än endast sagt något. Man har de facto utfört en handling genom att uttala vissa ord.

72 Se Searle *The Construction of Social Reality* 1995, s. 87–89, där Searle påpekar att endast en hänvisning till ett rätt faktum inte innebär en institutionalisering. Endast ifall denna hänvisning, eller kanske hellre, beteckningen med samma innebär att det från beteckningen följer vissa särskilda funktioner, som endast är sammankopplade till ett rätt faktum med den tillförda beteckningen, vilka har som följd att t.ex. förväntningar, rättigheter eller skyldigheter uppstår beträffande det råa faktumet med den tillförda beteckningen.

73 Visserligen innebär det något omfattande innehållet av begreppet fysisk miljö och faktumet att en inverkan eller effekt i högsta grad kan vara mångfacetterad och komplex. Se Westerlund ”Where would Mankind stand without land?” 2001, s. 21–25, som uppdagat detta problem och talar för en synpunkt där växelverkan mellan olika händelser och handlingar skulle beaktas.

har i sig inga direkta följder för sitt objekt.⁷⁴ Intressevärdet för institutionaliseringen ligger i de funktioner och förfaranden som skapas.⁷⁵ Ett institutionellt faktum beskriver och förklarar en företeelse som i sig endast har betydelse för människan och de handlingar och verksamheter som hon utför eller kontrollerar. Ett institutionellt faktum i sig kan därmed påstås sakna direkt praktisk betydelse för den fysiska miljön. Detta innebär dock inte att ett institutionellt faktum inte skulle kunna existera i tid och rum eller att institutionaliseringen inte i verkligheten genom dess rättsliga följder skulle ha följder för den fysiska miljön. Vad som också är viktigt att inse är att ett institutionellt faktum inte som sådant i praktiken kan spjälkas upp i råa fakta utan att man går miste om den beskrivande, förenklande och förklarande funktionen hos det institutionella faktumet.⁷⁶

Genom att inse och erkänna att den inrättande normens funktion är sådan att normen egentligen identifierar och kvalificerar en viss inverkan eller effekt⁷⁷ i miljön kan man på ett förnuftigt sätt diskutera följdnormernas funktion vad beträffar normativ miljö kvalitet eller den inrättande normens roll som byggkloss vid konstruktionen av ett institutionellt faktum.⁷⁸ Den funktionella aspekten av, eller syftet med, normativ miljö kvalitet som helhet och därmed även den inrättande normen, som är en beståndsdel av normativ miljö kvalitet, kunde påstås, alltefter en rättsordnings materiella innehåll, vara att främja en hög nivå i fråga om skydd och förbättring av miljöns kvalitet eller varför inte även främjandet av en hållbar ekologisk utveckling. Samtidigt som den höga nivå eller den ekologiska hållbarheten, vilken den nu än må vara i det enskilda fallet, kvalificeras, så kvalificeras även de konsekvenser, dvs. den inverkan eller effekt, i miljön till följd av vilka denna höga nivå eller den ekologiska hållbarheten inte uppnås. Vidare är det skäl att påpeka att ifall den inrättande normen endast skulle antas repetera en viss mängd materiella fakta, utan att föreskriva om de förhål-

74 Institutionaliseringsen kunde liknas med en målning, som alltså inte behöver utgöra en direkt avbildning av förebilden, till skillnad från ett normalt fotografi. Målningen kan innehålla detaljer som inte går att finna i själva förebilden vid den tidpunkten som målningen målades. Vid olika tidpunkter kan man sedan jämföra förebilden med den institutionaliserade versionen som går att finna i målningen. Ifall man upptäcker att någon aspekt i förebilden inte överensstämmer med målningen, är det fråga om att den institutionaliserade normativa miljö kvaliteten kränkts.

75 Searle *The Construction of Social Reality* 1995, s. 56–57.

76 Weinberger *Law, Institution and Legal Politics* 1991, s. 153–154. Jämför dock med Ross ”Tù-Tù” 1957, s. 812–825.

77 Med inverkan eller effekt avses vilken relevant funktion eller omständighet som helst i den fysiska miljön. Denna inverkan eller effekt behöver inte härstamma från mänsklig verksamhet.

78 Searle har påpekat att begrepp och uttryck som formar och gestaltar vår sociala realitet är till för att förenkla vår bild av världen omkring oss. Dessa begrepp och uttryck, likaså den sociala realiteten, är skapade av människan för ett särskilt syfte. Detta syfte i sin tur bidrar till att komplexa fenomen och företeelser som skulle vara svåra om inte ofattbara för gemene man att förklara utan det bidrag som syftena tillsammans med begreppen, uttrycken och den sociala realiteten tillför beträffande att göra omvärlden och dess fenomen förståeliga för människan. Se Searle *The Construction of Social Reality* 1995, s. 1–5. Normativ miljö kvalitet kunde anses ha som syfte att slå fast en viss punkt på en stigande skala av intensitet hos inverkan eller effekt i miljön och de eventuella rättsliga följderna då denna intensitetsnivå uppnåtts eller det finns en risk för att intensitetsnivån uppnås.

landen och den balansgång mellan följder i miljön som är grunden till identifieringen, skulle även den inrättande normens normativitet kunna ifrågasättas. Man kunde påstå att den skulle vara tom till sitt innehåll i en normativ bemärkelse. Ett särskilt och inneboende karaktärsdrag hos en norm kunde, lite karikerat uttryckt, anses vara att den föreskriver något men att den däremot inte beskriver något.⁷⁹

Ifall den inrättande normen endast hade en deskriptiv karaktär skulle detta även ha bekymmersamma eller problematiska konsekvenser för följdnormens funktion. Om den inrättande normen, såsom den utnyttjats i exempel-fallet beträffande en våtmark, inte i grund och botten skulle syfta till den inverkan eller effekt i miljön som tolereras för att man skall kunna identifiera och kvalificera ett område som en våtmark, utan den inrättande normen endast skulle räkna upp råa fakta beträffande våtmarken ifråga som vid en viss tidpunkt kunde bevitnas, så skulle följdnormen sakna hänvisningsobjekt. Svaret till frågan när en följdnorm aktiveras skulle inte kunna härledas ur det institutionella faktumet såsom det kvalificerats till följd av den inrättande normen utan man skulle vara tvungen att i varje enskilt fall skilt föreskriva i följdnormen vilka konsekvenser i miljön som aktiverar följdnormen. En hänvisning till normativ miljö-kvalitet såsom den identifierats och kvalificerats av en inrättande norm skulle inte räcka till i detta fall eftersom normativ miljö-kvalitet inte skulle innehålla den nödvändiga komponenten för att följdnormen skulle kunna aktiveras.⁸⁰

Det är alltså även av betydlig hjälp om man godtar att den inrättande normen identifierar och kvalificerar en viss inverkan eller effekt i miljön, vilket också är den avgörande beståndsdel av normativ miljö-kvalitet beträffande dess rättsliga följder. Att inverkan eller effekt i miljön bör vara grundläggande vad gäller följdnormen torde däremot vara uppenbart. Den primära grunden till att en följdnorm aktiveras måste vara en inverkan eller effekt som kvalificerats av en inrättande norm. Med andra ord, i sådana fall där en normativ miljö-kvalitet är ett institutionellt faktum och det går att påvisa att den normativa miljö-kvaliteten

79 Här kunde även problemet som aktualiseras i diskussionen kring föreskrivande (prescriptive) och förklarande (descriptive) normer eller fakta vara aktuellt. Den först nämnda hör till börats gebit (Sollen) medan den andra hör till varats gebit (Sein). En rättslig norm placeras behändigast enligt ett positivistiskt tankesätt i kategorin föreskrivande normer. Så länge som den inrättande normen anses ha en karaktär som hör till de föreskrivande normernas kategori måste den innehålla ett element av "börat". Därmed kunde den inrättande normen inte bestå av endast en repetition av materiella fakta, dvs. den är inte rent förklarande eller deskriptiv. Om en sammanfattande diskussion mellan börat och varat i denna kontext se von Wright "Is and Ought" 1985, s. 263–279.

80 Det är skäl att understryka att det inte enligt de i denna forskning antagna utgångspunkterna skulle vara möjligt att påstå att en följdnorm kunde innehålla de nödvändiga komponenterna för identifiering och kvalificering. Ett sådant påstående grundar sig på ett missförstånd, där man troligen glömt att den inrättande normen och följdnormen är abstrakta konstruktioner, som inte behöver uttryckas i två skilda och konkreta rätts-satser. Därmed innehåller t.ex. en enskild ansvarsföreskrift, där ansvar för miljöskada föreskrivs, både en inrättande norm (dvs. kvalificeringen av en inverkan eller effekt i miljön som miljöskada) och en följdnorm (dvs. ansvaret för miljöskadan).

kränkts är det endast inverkan eller effekten i miljön, dvs. någon form av diskrepans i miljöns kvalitet i förhållande till den inrättande normen, som är av väsentlig betydelse för att påvisa kränkningen.⁸¹ Denna diskrepans kan i sin tur mycket väl bestå av ett visst hot om att någon mer eller mindre känd företeelse äger rum. Det finns inget hinder för att den inrättande normen identifierar och kvalificerar även sådana materiella fakta som till och med i sin helhet skulle bestå av dylika osäkerhetsmoment. Vad som är viktigt att inse är att det inte i sig är avgörande hur den inverkan eller effekt uppstått (eller kunde uppstå), som den inrättande normen identifierat och kvalificerat. Hur denna inverkan eller effekt uppstår saknar betydelse i detta sammanhang. Det finns alltså inget behov att inverkan eller effekt på något sätt skall härstamma från mänskligt handlande. Följdnormer, dvs. ett rättsmedel som står till buds, aktiveras i och med att en inrättande norm utfört den behövliga kvalificeringen och normativ miljö kvalitet därmed är ett institutionellt faktum. Det är följdnormen, eller rättsmedlet, som däremot i praktiken endast kan riktas mot verksamhet eller handlingar som är av mänskligt ursprung eller som på sätt eller annat står under mänsklig kontroll.

Eftersom följdnormer endast kan aktiveras genom att en inverkan eller effekt, som alltså även kan inbegripa ett eventuellt hot om en viss företeelse, i miljön är vid handen återkommer behovet att ty sig till råa eller naturvetenskapliga fakta. En kränkning av normativ miljö kvalitet är vid handen när verkligheten, dvs. råa fakta om miljöns kvalitet, inte längre överensstämmer med den normativt fastställda och föreskrivna miljö kvaliteten. Här är det dock skäl att återigen understryka faktumet att de råa fakta som ger vid handen att en kränkning ägt rum kan utgöra fakta av en ytterst varierande karaktär, givetvis alltefter hur den inrättande normen är utformad och vilka kvalitativa drag den identifierat och kvalificerat. Det kvalitativa draget kan nämligen som sagt mycket väl utgöras av ett osäkerhetsmoment, dvs. t.ex. ett hot eller en viss risk om att något kunde inträffa. Men, osäkerhetsmomentet måste på sätt eller annat ändå bli aktuellt för att följdnormen skall kunna aktiveras. Det måste finnas något indicium, som alltså i detta fall utgör det relevanta råa faktumet, om att risken eller hotet är vid handen.⁸² Även ett sådant indicium, ifall det är relevant enligt den inrättande normen, utgör alltså en inverkan eller effekt av en sådan intensitet som inte överensstämmer med den nivå som fastställts genom den inrättande normen.

81 Kränkningen är alltid bunden till det specifika innehållet hos den funktion eller omständighet, dvs. inverkan eller effekt, som den inrättande normen identifierat och kvalificerat.

82 Se Utter "Muunnelmia varautumisesta?" 2006, s. 231–242 beträffande behovet av någon form av kunskap, må den vara hur osäker, vag eller opålitlig som helst, för att man i praktiken skall kunna förebygga en risk eller försvara sig mot ett hot.

2.4.3 ETT OUNDVIKLIGT BEROENDE

Det börjar stå klart att i brännpunkten av normativ miljö kvalitet står en inverkan eller effekt i den fysiska miljön. För att ytterligare kunna klargöra funktionen av normativ miljö kvalitet som ett institutionellt faktum är det skäl att säga ett par ord om karaktären eller naturen av innehållet hos de råa fakta som ligger till grund för att den inrättande normen skall kunna identifiera och kvalificera ett visst förhållande. De kännetecken som identifieras av den inrättande normen är inte ideala eller rena, dvs. det krävs en tolkning av eller en överenskommen förståelse över vad som egentligen avses med ett kännetecken i det enskilda fallet för att kunna bekräfta att ifrågavarande kännetecken är ett faktum eller överhuvudtaget verkligt. Utan någon bakgrundskunskap kan vi inte tolka eller ge någon mening åt dessa kännetecken. Rättsordningen, inte minst vad gäller miljö rätt, innehåller en mängd ord, uttryck och begrepp som för att kunna tillämpas i praktiken förutsätter någon form av ytterligare eller utomjuridisk utredning eller kunskap. Vilket påstående som helst förutsätter i grund och botten en motsvarande tolkning eller förståelse. För att kunna bekräfta om påståendet, ”Jorden är rund”, är sant måste det finnas en överenskommelse om eller förståelse över vad som avses med orden ”Jorden”, ”är” och ”rund”. Vidare spelar det en roll i vilken grammatikalisk eller annan kontext orden uttalats. Samtal utförs med meningar, inte ord. Det finns en egen värld av normer för att tolka och avgöra innehållet i språkliga uttryck.⁸³ På motsvarande sätt bidrar institutionalisering av begrepp och uttryck till att ett komplex av objekt och subjekt samt deras inbördes roller och uppgifter förknippas med dessa begrepp och uttryck. En institutionalisering av begrepp såsom avtal, äktenskap, eller normativ miljö kvalitet, innebär att den inbördes funktionen hos objekten, subjekten, deras roller och uppgifter inom varje enskild institution blir föremål för någon form av reglering i praktiken.⁸⁴

Naturvetenskaplig kunskap fungerar på motsvarande sätt i en kunskapsbringande funktion beträffande miljö rätt. Genom erhållen kunskap finns det en viss överenskommelse, som givetvis kan vara mer eller mindre fullkomlig, över naturvetenskapliga fenomen vilket i sin tur är av nöden för att vi skall kunna förstå vad som, t.ex. i exempelfallet beträffande våtmarker, avses med vattnets karaktär, djurbestand eller växtlighet. Vi måste ha kunskap om vad vatten, djur och växter är, hur dessa framkommer i naturen, vilka deras inbördes förhållanden är etc., för att vi skall kunna förstå att vi diskuterar om en våtmark och vad som är ännu viktigare, för att vi skall kunna förstå vad som överhuvudtaget är en inverkan eller effekt i våtmarken eller för övrigt den fysiska miljön. Juridiskt

83 Se Searle *Speech Acts* 1969, passim, dock särskilt s. 12–15 där Searle framför hypotesen enligt vilken att utnyttja ett språk med samma innebär ett deltagande i ett komplext beteende som styrs av regler. Se även Smith ”Towards a history of speech act theory” 1990, s. 29–59 beträffande en undersökning i härkomsten av en så kallad speech act teori.

84 Se Weinberger *Law, Institution and Legal Politics* 1991, s. 22–23.

kunnande kan inte ensam besvara denna fråga, utan att hänvisa till naturvetenskaplig kunskap som bidrar med den oersättliga insikten om den fysiska miljöns funktioner och fenomen. Naturvetenskaplig kunskap förser den miljörättsligt förknippade juridiken med den information som är nödvändig för att vi skall kunna betrakta den fysiska miljön omkring oss på ett sätt som möjliggör att vi skall kunna uppfatta vad som är en inverkan eller effekt i miljön. Utan denna nödvändiga kunskap skulle vi inte heller kunna uppfatta vad som är en normativ miljö kvalitet, eftersom inverkan och effekter i miljön är den grundläggande stöttepelaren för begreppet och dess funktion.

Avgöranden beträffande när nivån hos intensiteten av en inverkan eller effekt har nått en oacceptabel tröskel härleds i första hand genom vetenskaplig kunskap, information och analys. Men, beträffande normativ miljö kvalitet, som är ett rättsligt fenomen, finns det i praktiken inte en helautomatisk garanti om att den erhållna vetenskapliga kunskapen har ett önskvärt rättsligt resultat. Politiska, ekonomiska, sociala eller andra orsaker kan inverka på t.ex. det politiska beslutsfattandet och en avsaknad av politisk vilja kan innebära att vetenskapligt konstaterade resultat inte förvandlas till rättsligt bindande miljö kvalitetsnormer. Detta är särskilt aktuellt beträffande fall där det gäller att reagera eller låta bli att reagera på de första varningssignalerna vad gäller vissa risker i enskilda fall. Sannolikheten för att man reagerar torde vara högre ifall det är fråga om hot och risker som är allvarliga och som uppstår eller realiseras inom en kort tidsperiod, särskilt om hoten och riskerna kan bekämpas med små ekonomiska ansträngningar. Men då något, för att inte tala om några eller alla, av dessa kriterier inte på så sätt är förmånligt, dvs. hoten eller riskerna är okända eller föga kända, följderna märks först efter en längre tid eller kostnaderna för att bekämpa hoten eller riskerna är höga, så ändras attityden lätt och viljan att vidta förebyggande åtgärder tenderar att minska.⁸⁵

85 Ett särskilt tragiskt exempel över ett sådant hot eller en sådan risk där följderna blir synliga först efter en längre tidsperiod och där tidiga varningssignaler ignorerades mer eller mindre totalt till följd av en avsevärd friktion beträffande den politiska viljan att reagera på något som helst sätt är fallet asbest. Skadliga effekter av asbest rapporterades redan så tidigt som 1898 men så gott som inga åtgärder vidtogs trots varningarna om den skadliga effekten av asbest. Det var naturligtvis inte fråga om ett enskilt beslut att ignorera de tidiga varningarna, utan ett antal olyckliga avgöranden som resulterade i passiviteten. Dock om ett argument borde lyftas fram som det mest utnyttjade i syfte att tala emot någon reglering av utvinning eller utnyttjande av asbest, så skulle det vara de (kortsiktiga) kostnaderna som säkerhets- och andra dylika föreskrifter skulle ha haft för ekonomin. Se Gee – Greenberg "Asbestos: from 'magic' to malevolent mineral" 2002, s. 49–63. Som en kuriositet är det kanske skäl att påpeka att det så kallade asbestfallet avgjordes först år 2001 inom WTO, dvs. ett sekel efter de första varningssignalerna. Se European Communities – Measures Affecting Asbestos and Asbestos-Containing Products, WT/DS135/AB/R.

2.4.4 SAMMANFATTNINGSVIS OM MILJÖKVALITETSNORMEN

Normativ miljö kvalitet hänvisar till ett förhållande i miljön som i korthet kunde sammanfattas som en beskrivning av en inverkan eller effekt i miljön. Den normativa rättsats där det föreskrivs om normativ miljö kvalitet har döpts till miljö kvalitetsnorm. Miljö kvalitetsnormen i sin tur går, som bekant, att spjälka upp i två delkomponenter, en inrättande norm och en följdnorm, på basis av dessa komponenters funktion och i enlighet med funktionen av en rättslig institution. Den inrättande normen föreskriver vilken inverkan eller effekt som är avgörande för att fastställa eller kvalificera ett förhållande i miljön. Följdnormen i sin tur stadgar om de rättsliga följderna som fastställandet eller kvalificeringen har.

Naturvetenskaplig kunskap behövs för att påvisa att en inverkan eller effekt ägt rum. Det är inte i sig en rättslig fråga huruvida en inverkan eller effekt ägt rum i miljön, eftersom avgörandet är bortom vad man med juridisk kunskap och argumentation kan åstadkomma. Klassificeringen av en inverkan eller effekt i rättslig bemärkelse är sedan en annan sak, vilket kan förutsätta medverkan av en jurist. Av särskilt intresse är även huruvida orsaken till inverkan eller effekten är förorsakad av människan eller inte, eller huruvida inverkan eller effekten på något sätt står under mänsklig kontroll så att människan kunde ta itu med inverkan eller effekten. Å ena sidan, existerar behovet att utreda vilka funktioner och förhållanden som äger rum i den fysiska miljön samt vilka direkta eller indirekta följder som olika verksamheter och handlingar har i miljön. Å andra sidan, finns det ett utbud av olika instrument som blir föremål för ett mer eller mindre politiskt färgat beslut på olika nivåer av beslutsfattande beträffande vilket instrument som skall utnyttjas och hur det skall utnyttjas i ett aktuellt fall. När väl de grundläggande frågorna som nyss i korthet behandlats har blivit i en tillräckligt hög grad avgjorda kan juridiken göra sin mera synliga entré på estraden. Juridiken kan ge ett svar på hur den åsyftade inverkan eller effekten i miljön transformeras till en rättsligt bindande norm. Utan en rättslig norm där den relevanta inverkan eller effekten jämte en eventuell rättslig följd fastslags, saknas en korrelerande skyldighet för beslutsfattare (politiker, domare, myndigheter, verksamhetsutövare etc.) att fatta ett beslut i överensstämmelse med den rättsligt bindande normen.⁸⁶ Hur beslutsfattandet eller rättsordningen i detalj är uppbyggda är en sekundär fråga i sig, som närmast kunde ha implikationer beträffande effektiviteten av den rättsligt bindande normen.⁸⁷ Det essentiella är

86 Denna tankegång går att spåra redan hos Kant. Se Kant *Die Metaphysik der Sitten* 1991, s. AB 14–15. Frågan om rättsligt bindande normer fördunklas dock särskilt ifall rollen hos så kallad soft law, som i praktiken ändå utgör hard law eller åtminstone är mycket nära hard law, beaktas. Se Shelton "Law, Non-Law and the Problem of 'Soft Law'" 2000, s. 10–13. Beträffande rollen av soft law i allmänhet i internationell kontext se t.ex. O'Connell "The Role of Soft Law in a Global Order" 2000, s. 100–114 och Weiss "Understanding Compliance with Soft Law" 2000, s. 535–553. Se även t.ex. Kiss "Commentary and Conclusions" 2000, s. 223–242 samt Määttä "Soft law kansallisen oikeuden oikeuslähteenä" 2005, s. 341–452, beträffande soft law inom miljö rätt.

87 En diskussion över pro- och kontra-argument för, å ena sidan, ett centraliserat och, å andra sidan, ett decentraliserat system går att finna i Revesz "Federalism and environmental regulation:

att den rättsliga normen i form av ett fastställande av en inverkan eller effekt och dess rättsliga följder utgör fundamentet för regleringen.

Betydelsen och förtjänsten av grundtesen för teorin om normativ miljö kvalitet som en flexibel, fungerande och elementär normativ konstruktion, särskilt beträffande funktionen av den inrättande normen, kan karaktäriseras genom ett exempel. Faktumet om att människan är helt beroende av den omgivande miljön som utgörs av Jordens biosfär har redan konstaterats. Detta faktum kan även uttryckas ur en annan synvinkel genom att konstatera att människan för att säkra sin framtid bör ta vara på Jordens biosfär, dvs. se till att Jordens biosfär inte utnyttjas eller usurperas i en sådan grad att människans, eller Jordens, framtid äventyras. Eftersom alternativet om människans utträde från estraden inte i allmänhet ses som ett alternativ, så har man som svar på problemet givit den hållbara utvecklingen, särskilt dess komponent om ekologiskt hållbar utveckling.⁸⁸ Här är det ytterst viktigt att inse att i ett nötskal utgörs kravet om bevarandet av den miniminivå av Jordens naturresursbas som förutsätts av en ekologiskt hållbar utveckling av inget annat än en inrättande norm. Man skulle i detta exempel nämligen i grund och botten ha identifierat och kvalificerat en viss omständighet i miljön. Ifall en inverkan eller effekt äger rum i miljön som tyder på att den fastställda normativa miljö kvaliteten, dvs. den ekologiska hållbarheten i detta fall, kränks, dvs. att man når över den toleranströskel av inverkan eller effekter som föreskrivs av den inrättande normen, så bör man se till att erforderliga följdnormer står till förfogande för att återställa läget så att det överensstämmer med det som föreskrivs av den inrättande normen. I exempelfallet är det nämligen fortfarande fråga om att reglera människans förhållande till miljön, dvs. vad vi som människor värdesätter i miljön. Den funktionella logiken försvinner ingenstans, den är likalydande oberoende av det miljö rättsliga problemets komplexitet, allvarlighetsgrad eller besvärlighet. Först tar man ställning till ett förhållande, en omständighet eller en funktion i miljön, i detta fall frågan om att inte excessivt utnyttja Jordens biosfär. När väl detta är institutionaliserat genom den inrättande normen har man även slagit fast en viss nivå av inverkan eller effekt, oberoende av varifrån denna inverkan eller effekt härstammar, som inte längre tolereras. Det är på sådan i förhållande till

an overview" 2000, s. 37–79; van den Bergh "Economic criteria for applying the subsidiarity principle in European environmental law" 2000, s. 80–95 samt Ferejohn "The political economy of pollution control in a federal system" 2000, s. 96–103. Se även Moore – Miller *Green Gold* 1994, s. 179–212 samt Stewart "Introduction: environmental regulation in multi-jurisdictional regimes" 2000, s. 1–10

88 Se Ympäristön ja kehityksen maailmankomissio *Yhteinen tulevaisuutemme* 1988, s. 10–48. Se Westerlund *En hållbar rättsordning* 1997, s. 23–42, som påpekar att upprätthållandet av den begränsade naturresursbasen är den grundläggande tesen för en hållbar utveckling. Se även Westerlund *Miljö rättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 19–20 och 23–25 samt Westerlund "Världsbilder, rättsvetenskap, juridik och hållbar utveckling" 2006, s. 316–322, beträffande uppenbara praktiska problem i att förverkliga hållbar utveckling inom dess ramar som tycks vara svåra att erkänna.

den institutionaliserade nivån excessiv inverkan eller effekt som rättsordningen sedan förhoppningsvis reagerar på ett effektivt sätt i form av följdnormen.

Denna forskning har inte som utgångspunkt att direkt och endast forska i hållbarhetsproblematiken, med ett eventuellt syfte att värdera eller reformera gällande rätt. Det står tämligen klart att teorin om normativ miljökvalitet för att den eventuellt skall kunna utvecklas, först måste få ett innehåll på ett mera teoretiskt eller formellt plan, innan man möjligen bygger på den genom att fastställa en klar förhandspremiss om det materiella innehållet beträffande hurdan kvaliteten av miljön åtminstone bör vara. På grund av att denna direkta utgångspunkt i den ekologiskt hållbara utvecklingen saknas inom ramen för denna forskning kan heller inte någon direkt jämförelse mellan, å ena sidan, utförda forskningsresultat och tolkningsförslag beträffande systematiseringen av gällande rätt i den normativa miljökvalitetens anda och, å andra sidan, huruvida dessa resultat och förslag är förenliga med en ekologiskt hållbar utveckling utföras. För att en sådan jämförelse kunde göras borde man för det första fastställa innehållet i principen om hållbar utveckling på ett relativt detaljerat sätt samt utföra en omfattande undersökning om de faktiskt rådande förhållandena i miljön och huruvida dessa överensstämmer med de ideal som man kommit fram till beträffande förutsättningarna för en hållbar utveckling. Forskning i temat om en hållbar utveckling är ambitiöst och denna forskning tillför miljö rätt, i vid bemärkelse, en teori som, såsom jag ovan skildrat, även är funktionsduglig att hantera ett problem som ställs av kravet på en ekologiskt hållbar utveckling, eller varför inte vilken annan på det materiella innehållet påverkande förhandspremiss som helst. Det är däremot inte teorins uppgift att lösa själva problemet. Teorin om normativ miljökvalitet skall närmast ses som ett slags redskap eller verktyg som visar en möjlig systematisering av all den rättsliga reglering som har att göra med människan och hennes förhållande till miljön. Vad man erhåller är staffli, ram, duk, pensel och färger. Hurdan bild man därefter eventuellt målar, är upp till den konstnärliga talangen. Men, utan redskapen blir det garanterat ingen målning alls.

De teoretiska reflektionerna har gett viktig och betydelsefull vägledning för projektet att forska i funktionen av miljö kvalitet i rättslig bemärkelse. Vidare är det skäl att hålla i minnet att en rättslig institution inte upplöses enbart till följd av att de normer eller rättsliga byggstenar som den består av ändras. Miljö kvalitetsnormer kan ändras och i det vardagliga juridiska livet kommer sådana normer säkerligen med jämna mellanrum att ändras. Efter en sådan förändring kommer dock själva frågan att förbli den samma, trots att svaret i det aktuella fallet kommer att vara ett annat till följd av ändringen.⁸⁹ Den intressanta frågan kommer därmed att vara hur den relevanta inverkan eller effekten kvalificeras i praktiken samt, även delvis, var den relevanta gränsen för inverkans eller effektens intensitet dras. Är det nolltolerans som gäller eller tillåts en viss intensitetsnivå?

89 Se Weinberger *Law, Institution and Legal Politics* 1991, s. 160.

På dessa frågor kan man dock inte längre ge svar på genom att finslipa den teoretiska ramen eller utgångspunkten för forskningen. Normativ miljö kvalitet som en abstrakt rättslig institution tiger som sagt beträffande den relevanta intensitetsnivån för inverkan eller effekt i miljön. På basis av den normativa miljö kvalitets funktion, närmare bestämt den inrättande normens och följd normens funktion, kan man endast anta att en sådan fastställd intensitetsnivå måste existera. Vid det här skedet av forskningen är det dock påkallat att ta ställning till miljö kvalitets normens rättsliga giltighet eftersom ytterligare forskning är omöjligt ifall avgränsningar som följer av den rättsvetenskapliga metoden inte begrundas och utkristalliseras.

2.5 MILJÖ KVALITETS NORMENS RÄTTLIGA KARAKTÄR

2.5.1 FÖLJDER AV DEN RÄTTSVETENSKAPLIGA UTGÅNGSPUNKTEN

Den reella verkligheten i form av råa fakta i den fysiska miljön, är ett komplext fenomen som jag inte har någon ambition att förklara eller beskriva i denna forskning. Ovan har en teoretisk ram beträffande institutionella faktum samt deras funktion och betydelse för reglering, värdering eller bedömning av miljöns kvalitet gestaltats. Institutionalisering av fakta är ett fenomen som kan uppstå i flera olika sammanhang och i flera olika förhållanden så länge som vissa grundläggande utgångspunkter, särskilt vad beträffar kommunikation, konsensus och acceptans är uppfyllda.⁹⁰ Genom en uttryckligt eller underförstått överenskommen kutym har vissa ord i ett språk en funktion som innebär att då dessa ord uttalas under särskilda förhållanden, så är en följd av detta att ett institutionellt faktum uppstått. Dessa ord kunde i praktiken även användas för att blott beskriva en händelse eller de fakta som är anknutna till en omständighet, men då de används på korrekt sätt och under bestämda omständigheter innebär utsagan även att en handling utförts. Detta innebär, som det redan påpekats, att mera än enbart en mer eller mindre mekanisk repetition av materiella fakta eller en beskrivning av en händelse eller ett förhållande utförts. Frågan ligger givetvis i att avgöra hur ord och uttryck vars uttal samtidigt innebär att en handling utförs, dvs. ord och uttryck som har en institutionaliserande funktion, skall kunna avskiljas från sådana ord och uttryck som endast har en beskrivande, skildrande eller konstaterande funktion. Detta är inte ett enkelt uppdrag, vilket delvis beror på att uppdraget innebär att man vid sidan om ett uttals betydelse även måste besvara frågan beträffande vad som är uttalets auktoritet i ett rättsligt relevant hänseende.⁹¹

Karaktären av en form av rättsvetenskaplig argumentation som eftersträvas i denna forskning fastställer ytterligare gränser beträffande vilka premisser som bör vara uppfyllda för att en institutionalisering av ett materiellt faktum vad

90 Se närmast Searle *The Construction of Social Reality* 1995, s. 79–126, beträffande dessa ramar.

91 Se särskilt Austin *Philosophical Papers* 1970, s. 241–252.

gäller någon aspekt eller något förhållande i den fysiska miljön skall kunna äga rum. Därmed kan en kvalitet i miljön bedömas som värdefull av en viss, till och med till antalet avsevärd eller i högsta grad auktoritativ, särskilt vad beträffar en specialiserad sakkunskap, åskådarskara, men trots detta kan en sådan värdering sakna betydelse för denna forskning. Det är med andra ord endast vissa, om man ville kalla dem för institutionaliserade, bedömare som kan utföra en erforderlig institutionalisering. En kvalitet i miljön kan existera som ett rått faktum eller som någon form av realitet till följd av människors värderingar. Men, för att det skall vara fråga om normativ miljö kvalitet, så måste institutionaliseringen på något sätt nå över en tröskel så att den kan behandlas och analyseras som rättslig.

Tidigare var det tal om de rättsvetenskapliga utgångspunkterna som ligger som grund för denna forskning. Detta innebär beträffande miljö kvalitetsnormen att denna måste uppfylla vissa kriterier för att den skall kunna vara ”rättslig” eller ”normativ” i den bemärkelse som denna utgångspunkt kan anses förutsätta. Dessa kriterier kommer, å ena sidan, att exkludera vissa källor som icke-rättsliga i denna bemärkelse eftersom dessa inte uppfyller villkoren i de postulerade kriterierna och, å andra sidan, att inkludera andra källor som rättsliga då dessa i sin tur uppfyller kriterierna. Innehållet i de exkluderade källorna kunde i princip vara exakt samma som i de inkluderade men trots detta saknar de exkluderade källorna relevans beträffande normativ miljö kvalitet.⁹² Den rättsvetenskapliga utgångspunkten i denna forskning förutsätter med andra ord i grund och botten att det existerar ett eller flera kriterium enligt vilken eller vilka en exklusion respektive inklusion sker eller kunde ske.⁹³ Vad som kanske i första hand är viktigare att inse och konstatera är vad denna utgångspunkt inte förutsätter. Kriteriet eller kriterierna behöver inte vara exakta eller entydiga. Vidare kan karaktären hos de inkluderade rättsliga normerna som godkänts av kriteriet eller kriterierna variera beträffande normernas funktion eller bindande karaktär. Vissa normer kan som sådana vara bindande och tillämpliga på ett enskilt fall medan andra normer kan vara av mindre bindande karaktär och deras tillämpning och funktion i det enskilda fallet kan variera.⁹⁴ Det är därmed skäl att närmare begrunda hurdan den rättsliga karaktären hos miljö kvalitetsnormen är.

92 Jämför exemplet i Austin *How to do things with words* 1962, s. 23–24, där det påpekas att om jag skulle råka passera ett fartyg som är färdigt för sjösättning på en torrdocka och bestämde mig för att krossa champagneflaskan mot fartygets skrov och utropa: ”Jag döper detta fartyg till Herr Stalin” och därefter slå bort båtklamparna så att fartyget gled i vattnet, så skulle fartyget trots detta inte ha blivit döpt till Herr Stalin. Detta trots att jag mer eller mindre till punkt och pricka följt förfarandet hur fartyg sjösätts och döps, eftersom jag saknat befogenhet att utföra handlingen på sådant sätt att den tilltänkta följden, dvs. döpningen och sjösättningen, skulle uppkomma. För att ord och uttryck skall kunna ha vissa följder måste vissa särskilda kriterier uppfyllas. Se närmare och mera utförligt Austin *How to do things with words* 1962, s. 25–52.

93 Se, t.ex. beträffande rule of recognition, Hart *The Concept of Law* 1961/1994, s. 94–96. Av intresse i detta hänseende är även Harts uttalande om att rättens giltighet och innehåll inte är beroende av en jämförelse med eller en hänvisning till moraliska värden, förutom i det fallet då de rättsliga källorna mer eller mindre explicit hänvisar till moralen eller dess standarder som verktyg för att identifiera gällande rätt, se Hart *The Concept of Law* 1961/1994, s. 269.

94 Se McCormick *Rhetoric and the Rule of Law* 2005, s. 4.

En aspekt som man kan lägga märke till inom kontemporär rättsteori är uppdelningen av rättsnormer, i betydelsen av ett överbegrepp, i rättsregler och rättsprinciper.⁹⁵ Det är den sistnämnda kategorin, rättsprinciperna, som är av särskilt intresse då man begrundar själva naturen och karaktären av vad som kan anses vara gällande rätt.⁹⁶ En rättspositivistisk utgångspunkt innebär i korthet att enskilda rättskällors normativa giltighet måste kunna härledas inom och ur rättsordningen ifråga.⁹⁷ Detta stakar dock först ut utgångspunkten medan den egentliga frågan enligt mig fortfarande förblir obesvarad, åtminstone i detalj. Dworkin har beskrivit juridiskt beslutsfattande, närmast ur en enskild domares synpunkt då denne har som uppgift att lösa ett enskilt rättsfall, genom en liknelse där domaren likställs med en författare och det enskilda domstolsbeslutet likställs med det följande kapitlet i en kedjeroman som författaren skall utarbeta och skapa.⁹⁸ Liknelsen har väckt mitt intresse inte minst för att den relativt väl passar

95 Fördelningen av rättsnormer i, å ena sidan, rättsregler och, å andra sidan, rättsprinciper bygger på insikten om att dessa två typer av rättsnormer har en annorlunda funktionslogik, eller, med andra ord, sättet hur de tillämpas i ett enskilt fall skiljer sig från varandra. I sin korthet kan denna skillnad i funktionslogik sammanfattas på följande sätt. Rättsregler tillämpas i ett enskilt fall om de är giltiga och tillämpliga på fakta i fallet. En rättsregel antingen gäller eller så gäller den inte. En rättsregels giltighet, och dess förhållande till övriga rättsregler, kan avgöras på basis av rättsregelns rang (pedigree). Rättsprinciper däremot tillämpas mera eller mindre i ett enskilt fall. Vidare går rättsprinciper inte att rangordna på samma sätt som rättsregler. Tillämpningen av rättsprinciper, i sin tur, sker genom att dessa vägs mot och balanseras med varandra. En rättsprincip tillämpas mer eller mindre, inte antingen eller, såsom är fallet med en rättsregel. Om distinktionen mellan rättsregler och rättsprinciper se Dworkin *Taking Rights Seriously* 1978, särskilt s. 22–28. Se även Alexy *Theorie der Grundrechte* 1985, s. 72–75.

96 Det är dock skäl att i detta sammanhang fästa uppmärksamhet vid den undergruppering inom rättsprinciper som Dworkin utfört. Dworkin anser nämligen att man kan skilja mellan, å ena sidan, rättsprinciper (principles), *stricto sensu*, och, å andra sidan, rättspolicy (policies). En rättsprincip skyddar en individs rättigheter i ett enskilt fall, särskilt genom att medföra krav på rättfärdighet och skälighet i den rättsliga argumentationen. En rättspolicy i sin tur utgör ett verktyg för att främja och säkerställa att vissa samhälleligt väsentliga målsättningar tillgodoses i enskilda fall. Se Dworkin *Taking Rights Seriously* 1978, s. 22, 82–83 och 294–301. Denna distinktion passar nödvändigtvis inte helt friktionsfritt in i en miljörättslig kontext, där det i verklighet kan vara ytterst slumpartat huruvida man kan anse att en individ har en enskild rättighet eller inte, eller huruvida det är fråga om att tillgodose en samhälleligt väsentlig målsättning eller inte. Det är med andra ord oklart huruvida Dworkin trots allt skulle anse att det vore fråga om en rättsprincip i ett enskilt fall trots att den som innehade en rättighet skulle utgöras av ett kollektiv, för att inte tala om t.ex. miljön själv. I denna forskning kommer endast begreppet rättsprincip att utnyttjas, trots att någon av dessa principer eventuellt enligt Dworkins distinktion kunde falla inom ramen för en rättspolicy. Jämför med Alexy *Theorie der Grundrechte* 1985, s. 75–76, vars Optimerungsgebote innefattar såväl rättsprinciper som rättspolicy enligt den Dworkianska terminologin.

97 Om en diskussion beträffande giltighet av rättsnormer ur ett perspektiv med tyngdpunkten på institutionell rättspositivism, se Weinberger *Law, Institution and Legal Politics* 1991, s. 93–110.

98 Dworkin *Law's Empire* 1986, s. 228–238. Dworkins tankegångar om rätten som ett koherent system och denna karaktärs betydelse för rättsligt beslutsfattande är nära besläktat med Lauterpachts tankar om hur rättslig problemlösning inom folkrätten skall ha som syfte att tillvarata koherensen av folkrätten som en helhet och betydelsen av rättsprinciper som sammanhållande element beräffande den åsyftade koherensen. Se Lauterpacht *The Function of Law in the International Community* 1966, s. 60–65 och 85–104; Lauterpacht *Private Law Sources and Analogies of International Law* 1970, s. 60–71 samt Lauterpacht *The Development of International Law by the International Court* 1982, s. 158–172.

in i det aktuella forskningstemat och då den på sitt sätt även ger vägledning beträffande den aktuella delfrågan om hur rättsnormer skall kunna identifieras, dvs. hur man avgör hur och ur vilka källor den normativa helheten, bestående av den inrättande normen och följdnormen, som utgör normativ miljö kvalitet skall härledas. Går det med andra ord att konstruera en, åtminstone någotsånär sammanhållande, berättelse beträffande miljöns kvalitet och den rättsliga helheten som är sammankopplad till den? Därför är det skäl att skissera en möjlig symbios mellan, å ena sidan, den institutionella rättspositivismen⁹⁹ som stimulerat tankegångarna för de utgångspunkter som antagits för denna forskning och, å andra sidan, Dworkins liknelse om en kedjeroman, som, vilket det är skäl att påpeka, är ett avståndstagande till rättspositivismen.¹⁰⁰

Dworkins liknelse med en kedjeroman är intressant men den förlorar en del av sin styrka vad beträffar förklaringskraft eftersom Dworkin i sitt exempel begränsat sig till att behandla en situation där kedjeromanen redan utvecklats i en så pass hög grad att den aktuella författaren av det följande kapitlet redan relativt väl känner till såväl vad som ägt rum tidigare i romanen som händelserna och personerna i romanen. Personernas karaktärer har redan gestaltats i en sådan utsträckning att de alternativa intrigena och deras inbördes förhållande beträffande hur bra de passar ihop med tidigare händelser kan begrundas med en tillräcklig klarhet, eller åtminstone är det möjligt att föra en argumentation beträffande vilken av de möjliga utvecklingarna i intrigen fungerar bäst i förhållande till de tidigare händelserna i kedjeromanen. På så sätt kan man komma fram till det enda rätta svaret beträffande hur romanen borde fortsätta. Den intressanta frågan är ju givetvis hur författaren av det första kapitlet går till väga, och kanske också hur, och på vilka grunder, författaren av det första kapitlet väljs eller utses.¹⁰¹ Skulle alltså Kelsen (Grundnorm), eller Hart (Rule of Recognition) trots allt fortfarande vara till någon nytta även för Dworkin?

Beträffande teorin om det så kallade enda rätta svaret är det skäl att erinra sig om att Dworkins fiktiva figur, domaren Herkules, finner det enda rätta svaret till ett knepigt fall (hard case) med hjälp av Dworkins teori om law as integrity, som kan påstås bygga på liknelsen om en kedjeroman.¹⁰² Det enda rätta svaret

99 Den institutionella rättspositivismen är visserligen till stora delar inspirerad av språkvetenskaplig analys.

100 Dworkin kritiserar i skarpa ordalag vad han kallar för "conventionalism". I eldlinjen står särskilt H.L.A. Hart, men även rättspositivism i allmänhet. Se Dworkin *Law's Empire* 1986, s. 114–150. Se även Dworkin *Justice in Robes* 2006, s. 140–186 där Dworkin tar ställning till Harts svar, som visserligen förblev ofärdigt och publicerats postumt, på Dworkins kritik.

101 En annan fråga är om någon författare, och i så fall på hurdana grunder eller med vilken kompetens, kan avsluta kedjeromanen. Dessa frågor är intressanta, även om de åtminstone i vissa kretsar kunde stämplas som akademiska eller pedantiska. Inom denna forskning är det dock inte ändamålsenligt, med tanke på forskningens objekt, att begrunda dessa frågor i någon mera utförlig grad.

102 Se Dworkin *Taking Rights Seriously* 1978, s. 279–290 och Dworkin *Law's Empire* 1986, s. 176–275. Se även Siltala *Oikeudellinen tulkintateoria* 2004, s. 72–78 beträffande en sammanfattning av Dworkins centrala tankegångar.

utgörs av den lösning som bäst passar in, eller är mest koherent, med law as integrity, dvs. den lösning som bäst passar in i kedjeromanens händelser.¹⁰³ Skillnaden till Kelsen är enligt mig nödvändigtvis inte sist och slutligen alltför dramatisk, åtminstone i ett hänseende beträffande tolkning av gällande rätt. Enligt Kelsen innebär tolkning i grund och botten endast att omfånget och antalet av möjliga tolkningar beträffande tolkningsobjektet utreds. Hela omfånget av alla olika tolkningsmöjligheter är enligt Kelsen i sig på ett rättsligt sätt korrekt. Därmed går ett svar inte att karaktärisera som rätt på basis av något skäl som skulle kunna härledas ur rättsnormen själv.¹⁰⁴ Vad som Kelsen däremot enligt min mening inte påstår är att en viss tolkning inte kunde anses vara bättre än en annan. Ett eventuellt val som faller på den bättre tolkningen skulle dock enligt Kelsen vara mer eller mindre beroende av ett rättsskipningsorgans vilja, eftersom ett val av den sämre tolkningen skulle vara precis lika rättsligt som valet av den bättre tolkningen.¹⁰⁵ Denna vilja att nå den bästa tolkningen är i sig inte rättsligt bindande för Kelsen medan den för Dworkin är det.¹⁰⁶ Även om denna forsknings syfte inte direkt är att ta ställning till den något dalande rättsfilosofiska eller rättsteoretiska diskursen torde det inte gå att undvika att utföra en kortfattad redogörelse över författarens personliga syn beträffande var gränserna för, å ena sidan, rättslig och, å andra sidan, övrig argumentation går.

2.5.2 ETT SVAR PÅ VILKEN FRÅGA?

Normativ miljö kvalitet fastställs som bekant genom en miljö kvalitetsnorm som i sin tur består av två funktionella komponenter, den inrättande normen och följdnormen. Den inrättande normen identifierar och kvalificerar ett visst förhållande eller en viss omständighet i miljön till följd av vilket en nivå på en stigande skala av inverkan eller effekt i miljön fastställs.¹⁰⁷ Följdnormen i sin tur

103 Jämför med t.ex. Perelman – Olbrechts-Tyteca *The New Rhetoric* 1971, s. 26–31; Perelman *The Realm of Rhetoric* 1982, s. 9–32; Aarnio *The Rational as Reasonable* 1987, s. 33–46 samt Habermas *Faktizität und Geltung* 1992, s. 163 som alla påpekar till behovet och vikten av att genom argumentering kunna rättfärdiga en tolkning.

104 Då Kelsen tar avstånd från en teori om det enda rätta svaret använder han dock inte termen rättsnorm utan i stället termen lag (Gesetz), som med fog kan påstås vara mera begränsad till sin omfattning. Se Kelsen *Reine Rechtslehre* 1960/1983, s. 349. Valet av termen lag är kanske inte helt lyckad med tanke på en mera allmän tillämpning av Kelsens tankar. Antagligt är att Kelsen avsett tolkning av rätt i allmänhet, och inte bara tolkningen av en lag. Så torde vara fallet eftersom Kelsen i allmänhet utnyttjar termen Rechtsnorm eller Norm då han avser tolkningsobjektet. Se Kelsen *Reine Rechtslehre* 1960/1983, s. 346–349.

105 Se Kelsen *Reine Rechtslehre* 1960/1983, s. 348–349.

106 Beträffande en intressant analys över denna typ av problematik och frågeställning, se Koskeniemi *From Apology to Utopia* 1989, s. 25–40, som bl.a. belyser svagheter hos bägge åskådningar.

107 Den stigande skalan är alltid i förhållande till den inrättande normens innehåll. Detta är ytterst viktigt att inse. Därmed kan en sådan situation inträffa där miljön de facto kunde påstås förbättras, men trots detta skulle man kunna påstå att intensiteten på den stigande skalan ökar. I ett sådant fall skulle den inrättande normens innehåll vara sådant att förbättringen i verkligheten

aktiveras vid tillfällen då intensiteten hos en inverkan eller effekt i miljön överstiger eller hotar att överstiga denna fastställda nivå. I sig torde det inte vara omöjligt att konstruera en teoretisk eller metodologisk ram som skulle tillåta eller möjliggöra ett ställningstagande enligt vilket man kunde konstatera att miljökvalitetsnormens giltighet är oberoende av etiska, moraliska, estetiska eller andra mer eller mindre utomrättsliga värderingar, om inte det undantagsvis hänvisades till sådana värderingar i miljökvalitetsnormen. Det intrikata samspelet mellan naturvetenskapliga fakta och funktionen av miljökvalitetsnormen skulle sannolikt leda till att man vore tvungen att konstatera att en sådan hänvisning även kan vara implicit, dvs. att miljökvalitetsnormen inte uttryckligen behöver innehålla en erforderlig hänvisning. Man skulle med andra ord vara tvungen att från fall till fall avgöra huruvida en sådan hänvisning borde anses vara påkallad eller avsedd. Ett annat och även sämre försök skulle antagligen bestå av påståendet att miljökvalitetsnormens giltighet inte är beroende av utomrättsliga värden, men att tolkningen av miljökvalitetsnormens innehåll nog kunde vara beroende av vad som kunde kallas för utomrättsliga värderingar.¹⁰⁸ Trots att dylika påståenden kunde, åtminstone inom vissa kretsar i den rättsvetenskapliga diskursen, anses hålla streck, så torde det vara påkallat att närma sig problematiken om identifiering av gällande rättskällor beträffande miljökvalitetsnormen ur ett vidare perspektiv. Detta beror i första hand just på faktumet att tolkningsfrågor kan vålla svårklarade praktiska problem som är behändigare att besvara ifall man låter bli att beröva en argumentation dess juridiska karaktär.¹⁰⁹ Även om en utgångspunkt, som skulle omfamna en viss form av rättsteori, skulle utnyttjas som verktyg för att identifiera bindande rättsnormer och lämna frågan om tolkning åt sitt öde genom att i princip konstatera att vaga ord och uttryck kan tolkas enligt ett relativt fritt skön innanför vissa tolkningsramar, eventuellt kunde anses utgöra ett lockande alternativ, så tas, trots allt, ett visst avstånd från en sådan utgångspunkt i denna forskning.

identifierats och kvalificerats som en omständighet av excessiv karaktär och därmed skulle intensiteten anses öka. Lika gärna kan både en förbättring och en försämring identifieras och klassificeras, vilket skulle leda till att en intensifiering av någon av dessa omständigheter, dvs. vilken förändring som helst, skulle innebära ett steg uppåt på den stigande skalan.

108 Det är skäl att återgå till den fundamentala frågan som ställdes i början. Vad är en hög nivå hos miljöns kvalitet? Om vi antar att detta, dvs. en hög nivå hos miljöns kvalitet, är det rättsligt bindande förhållandet i miljön som skall uppnås eller bibehållas i enlighet med en miljökvalitetsnorm, så blir frågan om inte abstraktionsnivån börjar nå en nivå där det kan bli svårt att utföra en distinktion mellan rättslig och icke-rättslig argumentation aktuell. Se Dworkin *Justice in Robes* 2006, s. 191–194, beträffande problematiken att hänvisa till allt abstraktare rättesnören med avsikt att undvika att medge att utomrättsliga värden, inte endast kunde påverka tillämpningen och tolkningen av rättsnormen, utan även själva giltigheten av en rättsnorm. Se även de Sadeleer *Environmental Principles* 2002, s. 252–255, som påpekar att det existerar en tendens, särskilt inom miljörätten, att i allt högre grad beträffande tolkningen av rättsliga föreskrifter vara beroende av olika former av utomrättslig kunskap.

109 Beträffande en rättsteoretisk diskurs i detta hänseende se Dworkin *Justice in Robes* 2006, s. 140–222 där särskilt s. 187–198 handlar om ett svar på framställda argument.

Faktum är att i så kallade svåra eller knepiga rättsliga fall står en rättskipare, eller varför inte även en forskare, inför ett val, där en slutsats måste ge vika inför en annan. I princip torde samma matriser styra dragandet av den rättsliga slutsatsen oberoende av graden av svårighet eller knepighet av den aktuella juridiska frågan. Det är dock mer eller mindre självklart att några bekymmer inte torde existera beträffande självklara eller enkla fall.¹¹⁰ Vad utgör då ett sådant tolkningsunderlag som fortfarande kunde anses vara rättsligt till skillnad från något annat tolkningsmaterial som inte kunde anses vara det? Här stöter man på en fråga som inte på ett uttömmande sätt kan besvaras inom ramarna för denna forskning, nämligen var någon klar och okontroversiell skiljelinje mellan, å ena sidan, ett rättsligt, och, å andra sidan, ett icke-rättsligt tolkningsargument ligger.¹¹¹ Vissa premisser för själva gränsdragningen kan dock dras och ett fruktsamt diskussionsämne utgörs då av vad som i den nutida rättsteoretiska diskursen brukar döpas till rättsprinciper och deras betydelse i en rättslig argumentation.

För att kunna påstå att man argumenterar rättsligt måste argumentationen på något sätt gå att härleda ur eller knyta samman med gällande rätt. Detta uttalande bör förstås i en omfattande mening, såtillvida att man inser att vad som utgör gällande rätt inte alltid går att läsa direkt ur ordalydelsen i en enskild författning. Tolkning kan innebära ett ställningstagande till bakomliggande samhälleliga värden, realiteter, sociala eller ekonomiska synpunkter eller rättvisa, vilka utgör grundläggande byggstenar som en rättsordning vilar på.¹¹² På motsvarande sätt torde även relevanta rättsliga principer gå att härleda ur sådana grundläggande fundamentala byggstenar.¹¹³ Vad som sedan i sin tur utgör en sådan hörnsten och hur dess individuella betydelse avgörs är sedan en annan fråga.¹¹⁴

Det kan vara svårt att komma till en slutsats beträffande vad som sist och slutligen rör sig i huvudet på en domare då denna avgör ett så kallat svårt fall. Vilka argument, särskilt vad gäller argumentens karaktär eller klassificering, tillåter domaren sig bli påverkad av och vilka avvisas av honom? Denna forskning har

110 Se t.ex. Dworkin *Law's Empire* 1986, s. 254–258.

111 Se Jareborg ”Rättsdogmatik som vetenskap” 2004, s. 6–10, som anser att värden och värderingar helt enkelt inte går att avlägsna från ekvationen.

112 Se Alanen *Yleinen oikeustiede* 1948, s. 107–110. Även Tuori har byggt den av honom förespråkade teorin om kritisk rättspositivism på liknande observationer. Se Tuori *Kriittinen oikeuspositivismi* 2000, s. 163–216, där han redogör över rättens tre nivåer.

113 Se t.ex. Soikkeli *Luottamuksensuojia verotuksessa* 2003, s. 141.

114 I den av Dworkin lanserade diskussionen hänvisar han bl.a. till ett rättsfall, *Riggs v. Palmer*, som avgjordes i New York år 1889, där domstolen ifråga konstaterade att på basis av fundamentala grundsatser i common law skall ingen tillåtas dra nytta av att begå orätt (no one shall be permitted to profit from wrongs he has committed). En sonson som hade mördat sin farfar förnekades därmed det arv som enligt ett giltigt testamente skulle ha tillfallit honom trots att den relevanta stiftade lagen inte skulle ha förnekat honom arvet. Se Dworkin *Taking Rights Seriously* 1978, s. 23 och 25. Dworkins svar på frågan är att påpeka att rättsprinciper har ett karakteristiskt särdrag som rättsregler saknar. Rättsprinciper kan nämligen påstås inneha en viss vikt eller betydelse. Att identifiera gällande rättsprinciper är inte heller möjligt genom någon rule of recognition. Se Dworkin *Taking Rights Seriously* 1978, s. 26–27 och 39–45.

inte heller som dess slutgiltiga syfte att besvara denna fråga, och därmed kommer inte någon direkt ställning att tas till frågan. Författaren själv är dock av den åsikten att det är riskabelt att på allt för artificiella grunder försöka utföra en spjälkning mellan inom- och utomrättsliga argument, även om detta eventuellt i teorin kunde vara möjligt. Huruvida en teori där en motsvarande spjälkning inte utförs bättre beskriver en argumentation, som åtminstone påstår sig vara juridisk, som utförts då ett så kallat svårt fall avgjorts är en annan fråga. Det är kanske ändå skäl att i viss mån förfinas eller preciseras den i denna forskning antagna hypotesen. Då kunde man tillägga att jag inte ens anser att det skulle vara ett så kallat svårt fall att avgöra huruvida normativ miljö kvalitet såsom den gestaltats i denna forskning är ett rättsligt faktum eller inte. Svaret är utan tvivel jakande. Tanken är även att då teorin om normativ miljö kvalitet som sådan fungerar som ett rättesnöre i den rättsliga diskursen, så kommer den även att fungera som en lösningsmodell för, eller som ett verktyg i lösningen av, vad som kunde kallas ett svårt fall.

Erkännandet av faktumet att den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet utgör den grundläggande konstruktionen för den i denna forskning betraktade miljö rättsliga regleringen leder även till att någon skild eller individuell behandling av så kallade miljö rättsliga principer inte är påkallad. Det är nämligen viktigt att inse att principer såsom preventionsprincipen,¹¹⁵ försiktighetsprincipen¹¹⁶ eller principen om att förorenaren skall betala,¹¹⁷ inte är självständiga i förhållande till vad som utgör den kvalitet av miljön som de nyss nämnda principerna är anknutna till. Preventionsprincipens syfte är att förhindra att en viss inverkan eller effekt i miljön uppstår. Det som man avser att förebygga utgör en värdering eller med andra ord en viss kvalitet som man avser att bibehålla. Försiktighetsprincipen skiljer sig inte till någon avsevärd grad från preventionsprincipen i

115 Preventionsprincipen, dvs. tanken om att miljö olägenheter skall förhindras eller förebyggas, innehar en central roll inom miljö rätten. Se t.ex. Kuusiniemi *Ympäristönsuojelu ja immisio-ajattelu* 1992, s. 508–571; Ebbesson *Compatibility of International and National Law* 1996, s. 17; Kiss – Shelton *International Environmental Law* 2000, s. 263–264; Ranta *Varautumisperiaate ympäristöoikeudessa* 2001, s. 4; Birnie – Boyle *International Law and the Environment* 2002, s. 111–112 och de Sadeleer *Environmental Principles* 2002, s. 61–90. Se även *Gabčíkovo-Nagymaros case*, s. 77–78, stycke 140.

116 Om försiktighetsprincipens funktion och roll se t.ex. princip 15 i Rio-deklarationen, där man dock utnyttjat uttrycket precautionary approach; *Gabčíkovo-Nagymaros case*, s. 38–42, stycke 54–57; *Southern Bluefin Tuna cases*, 38 ILM 1634, särskilt stycke 73–77 och 79–80; *Southern Bluefin Tuna cases*, separate opinion by Judge Laing, 38 ILM 1641; mål C-331/88, *Fedesa*, domskälen, punkt 9; Freestone ”The Road from Rio” 1994, s. 212; KOM(2000) 1 slutlig, s. 1–28; Orrego Vicuña ”A Century of Efforts at Conservation of the Living Resources of the High Seas” 2000, s. 44–45; Nilsson ”Man skall vara försiktig” 2001, s. 411–423; Kulovesi ”Caution about Precaution” 2002, s. 12; de Sadeleer *Environmental Principles* 2002, s. 91–223. Se även Appel ”Europas Sorge um die Vorsorge” 2001, s. 395–398, beträffande en kommentar till KOM(2000) 1 slutlig.

117 Beträffande principen om att förorenaren skall betala se t.ex. KM 1970:B 118, s. 77–78; OECD C(72)128; OECD C(74)223; OECD *The Polluter Pays Principle* 1975, s. 15–16 och 43–44; Krämer ”The Polluter-pays Principle in Community Law” 1992, s. 244–263; Vihervuori ”Aiheuttamisperiaate” 1993, s. 23–40 samt de Sadeleer *Environmental Principles* 2002, s. 21–60.

detta hänseende. Även försiktighet utövas med syfte att och med sikte på att undvika att en viss följd, eller med andra ord en inverkan eller effekt i miljön, inträffar. Principen om att förorenaren skall betala är även den sammanknuten med ett visst förhållande eller funktion i miljön, dvs. en viss kvalitet av miljön. Kostnadsansvar, med tyngdpunkten på återställande och bibehållande, består, å ena sidan, av att återställa miljön till ett visst skick eller till en viss kvalitet eller, å andra sidan, av att vidta förebyggande åtgärder för att miljön bibehålls i ett visst skick eller att en viss kvalitet av miljön bevaras. För att överhuvudtaget någon av dessa nyss nämnda grundläggande principer inom miljörätten skall vara funktionsdugliga, förutsätts det alltså att en inverkan eller effekt fastställs. Genom att utnyttja begreppsapparaturen i denna forskning, kan det alltså konstateras att en inrättande norm bör identifiera och kvalificera ett förhållande eller en funktion i den fysiska miljön för att någon av de nyss nämnda principerna skall kunna ha någon praktisk tillämpning. Visserligen kan preventionsprincipen, försiktighetsprincipen och principen om att förorenaren skall betala alla individuellt för sig eller i kombination med varandra eller övriga rättsliga normer utgöra en inrättande norm, men utan någon inrättande norm saknar de nyss nämnda principerna någon större praktisk betydelse.

En utförlig debatt över rättsfilosofiska frågor hör inte hemma i denna forskning eftersom de skulle spränga ramarna för forskningen i ett forsknings-ekonomiskt hänseende och dessutom, vilket kanske är ännu viktigare, skulle de kunna förvirra och avleda uppmärksamheten av forskningens mera relevanta slutsatser och resultat, med tanke på forskningens objekt. Författaren känner även en viss aversion för klassificeringar i en eller annan rättsteoretisk konfession. Självklart bör vissa grundläggande koncept vara fastslagna och dessa bör följas för att en forskning skall kunna anses vara rättsvetenskaplig. En forskning som t.ex. enbart skulle behandla hurdan kvaliteten hos miljön borde vara för att den inte skulle förorsaka oönskade psykiska eller fysiska konsekvenser för människornas hälsa, skulle inte som sådan enligt mig uppfylla sådana grundläggande förutsättningar ifall ingen koppling till vad som kunde benämnas gällande rätt gjordes. Här ligger kanske den avgörande nyckeln till den teoretiska utgångspunkten för denna forskning. Det är nämligen skäl att påpeka att denna forskning ämnar ge ett svar på frågan: "Vad är gällande rätt?" Däremot är syftet inte att besvara frågan: "Vad borde gällande rätt vara?" Eller ännu mindre: "Vad kunde gällande rätt vara?"

Alla uttal som görs inom denna forskning är uttal om vad jag anser vara gällande rätt då denna forskning skrivits, om det inte explicit nämns att det är fråga om en rättspolitisk slutsats eller ett argument de lege ferenda eller något motsvarande. Det är skäl att med bestämdhet påpeka att jag inte har som ambition att uttala mig över vad jag eventuellt skulle anse att gällande rätt borde vara. Hypotesen i denna forskning är att gällande rätt innehåller en i grund och botten enkel formel för att reglera människans förhållande till den fysiska miljön som människan är en del av. Denna formel består av vad som inom denna forskning döpts till normativ miljökvalitet, och vars styrande rättsliga grundsats utgörs av

miljökvalitetsnormen, som i sin tur består av den inrättande normen och följd-normen. Avsikten med denna forskning är att visa att normativ miljökvalitet är gällande rätt och samtidigt att ge en helhetsbild över hur den normativa miljökvaliteten i skrivande stund är utformad och inrättad.¹¹⁸

2.6 NÅGRA ANMÄRKNINGAR OM FORSKNINGEN

2.6.1 YTTERLIGARE AVGRÄNSNINGAR

Frågan hur den tidigare beskrivna definitionen på fysisk miljö samt dess implikationer för den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet förhåller sig till föreskrifter om hälsoskydd och rättslig reglering av t.ex. arbetsarskydd och skydd av arbetsmiljön bör i korthet behandlas för att klargöra en viktig avgränsning. Omgivningar eller miljöer av denna typ kunde eventuellt anses vara inbegripna i den antagna definitionen på fysisk miljö, åtminstone i den utsträckning och så länge som den fysiska miljön utanför människans rent mentala värld på något sätt tangeras. Trots att en dylik reglering eventuellt även kunde anses tillfredsställa det normativa miljöbegreppet, så kommer den att avgränsas eftersom den inte kan anses uppfylla vissa krav som i sin tur kunde ställas på normativ miljökvalitet. Denna typ av reglering även om den skyddar eller tillgodoser en viss miljökvalitet, t.ex. att inomhusluft på arbetsplatsen bör vara fri från tobaksrök, utgör inte en normativ miljökvalitet i den bemärkelse som detta begrepp utnyttjas i denna forskning.¹¹⁹

Rättsnormer angående kvalitet av miljön på t.ex. arbetsplatser är på sätt och viss exklusiva eftersom de endast tillämpas om en medlem av en viss, ofta rättsligt definierad, samhällsgrupp, i detta fall arbetstagaren, befinner sig inom tillämpningsområdet för den ifrågavarande miljökvaliteten, dvs. på arbetsplatsen.¹²⁰ En normativ miljökvalitet såsom begreppet används i denna forskning kan inte vara exklusiv i denna bemärkelse varför dylika föreskrifter inte kommer att behandlas i denna forskning.¹²¹ Normativ miljökvalitet är en kvalitet som är

118 Se Bugge "Miljøvern og rettferdighet – en introduksjon" s. 290–305, beträffande en intressant inledning i problematiken kring rättvisa och miljön, där Bugge begrunder hur olika rättigheter och skyldigheter som har en miljörättslig kontext förhåller sig till rättvisa sett från olika perspektiv. Det är dock skäl att påpeka att den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet förhåller sig i princip neutralt till vad som kanske kunde kallas en rättvisediskurs.

119 Det är skäl att påpeka att detta inte betyder att den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet inte *mutatis mutandis* kunde utnyttjas även för att beskriva och forska i regleringen av t.ex. arbetsskydd eller djurskydd. Inom ramen för denna forskning har dock dylika föreskrifter lämnats utanför behandlingen.

120 På motsvarande grunder har i denna forskning kvalitetsföreskrifter vad gäller t.ex. boskaps-hållning, djurparker (s.k. *ex situ* skydd) eller livsmedelssäkerhet åtminstone enligt huvudregeln, dvs. om den ifrågavarande kvalitetsföreskriftens tillämpning på basis av jämförliga förutsättningar är villkorlig, avgränsats utanför behandlingsområdet i denna forskning.

121 Se även Hollo *Ympäristöoikeus* 1991, s. 10–12, som skiljer mellan den sociala miljön och den fysiska miljön på motsvarande grunder.

universell i den bemärkelsen att dess tillämpning inte förutsätter några tilläggspremissar vad gäller t.ex. närvaron av en viss grupp människor.¹²² Det är dock skäl att lägga märke till att man nog kan beakta vissa samhällsgrupper, som t.ex. småbarn eller äldre människor för att inte tala om särskild känslighet hos miljön (t.ex. i form av en parnings- eller rastplats för ett utrotningshotat djur), då man i en miljö kvalitetsnorm slår fast ett visst värde, en viss standard eller en viss intensitetsnivå som normativ miljö kvalitet. Ambitionsnivån på t.ex. miljö kvalitetsföreskrifter kan sättas enligt en viss samhällsgrupps eller den angripna miljöns särskilda behov. Detta är dock inte identiskt med att tillämpningen av en antagen föreskrift görs villkorlig.

Vidare är det skäl att uppmärksamma att en särskild känslighet hos miljön som i det enskilda fallet är relevant då man avgör vilken inverkan eller effekt som tolereras även bör uppfylla ett krav på en viss grad av universalitet. Skillnaden mellan, å ena sidan, särskild känslighet som t.ex. närvaron av en utrotningshotad djurart och, å andra sidan, en viss grupp individer som t.ex. arbetstagare eller köttboskap¹²³ är att de sistnämnda kvalificeras på basis av en tilläggs kvalitet som varierar från ett individuellt fall till ett annat. En individ är en arbetstagare då han utför sitt arbete på arbetsplatsen, t.ex. en kypare på en restaurang, men då han på kvällen på sin fritid äter middag på samma restaurang är han inte längre på plats i egenskap av arbetstagare. Beträffande en utrotningshotad djurart görs inte någon distinktion mellan olika individer på basis av liknande funktionella drag i individens egenskaper. Det bör dock medges att gränsdragningen inte är helt okomplicerad eller i alla hänseenden överskådlig.

Även om miljö kvalitetsnormen består av två komponenter, den inrättande normen och följdnormen, så kommer en utförlig behandling av båda två inte att finna utrymme i denna forskning. Valet beträffande tyngdpunkten av behandlingen kommer att falla på den inrättande normen. Denna är ur en rättslig synvinkel, enligt mig, mera intressant. Vad är god miljö kvalitiet? Hur fastställs god miljö kvalitiet? Dessa är de relevanta frågorna. Hur garanteras denna miljö kvalitet? Denna fråga är givetvis viktig, men den är ändå sekundär i den meningen att utan ett fastställande, genom den inrättande normen, kan denna sist nämnda fråga inte ställas. Frågor kring följdnormen är i det stora hela sammankopplade med effektivitetssynpunkter. Därmed kommer inte en grundlig analys av alla till buds stående rättsmedel att utföras.¹²⁴

Det är även skäl att klargöra i vilken utsträckning olika rättskällor kommer att behandlas inom ramen för denna forskning. Av forskningsekonomiska orsaker är det inte ändamålsenligt att utföra en heltäckande och alltomfattande genom-

122 Beträffande rättens generella karaktär se Hayek *The Constitution of Liberty* 1960, särskilt s. 153.

123 Exempelen är tagna på måfå och får inte missförstås. Det påstås inte att arbetstagare på något sätt skulle vara närbesläktade med köttboskap.

124 Se dock t.ex. Schmidt-Preuß "Integrative Anforderungen an das Verfahren der Vorhabenzulassung" 2000, s. 253, som påpekar att reglering om förfarandet, dvs. "hur", kan vara precis lika viktigt som reglering om det materiella innehållet, dvs. "vad".

gång av allt rättsligt material som står till förfogande. Eftersom en målsättning för denna forskning är att utföra en analys över funktionen av miljökvalitetsnormen, särskilt den inrättande normen, skulle det enligt mig skapa onödig upprepning att undersöka varje rättskälla skilt för sig för att analysera hur den ifrågavarande inrättande normen i det enskilda fallet identifierar och kvalificerar ett visst förhållande i miljön. Fokus i forskningen kommer att ligga på den gemenskapsrättsliga grunden, på vilken nationell miljö rätt i dagens läge med fog kan påstås vila. Med tanke på målsättningen i denna forskning är det i princip tillräckligt att begrunda huruvida ekon av den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet går att finna i den gemenskapsrättsliga regleringen eftersom detta som sådant redan innebär att den nationella regleringen bör innehålla de för den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet relevanta funktionerna och komponenterna.¹²⁵ Därmed begränsas behandlingen av nationella föreskrifter närmast till en jämförelse i intressanta fall av förhållandet mellan gemenskapsrätt och nationell rätt. Från denna utgångspunkt görs egentligen endast ett mera omfattande undantag vilket består av en behandling av områdesplanering som inte i någon nämndvärd utsträckning reglerats på gemenskapsnivå. Detta sidosteg görs på grund av det särskilda intresset som områdesplanering har som ett instrument där den inrättande normen och följdnormen integreras på ett dynamiskt sätt.

2.6.2 OM NORMER OCH TOLKNING

Eftersom begreppet miljö kvalitetsnorm redan använts i en särskild betydelse i miljö rättslig forskning är det skäl, för att undvika missförstånd, att göra vissa förtydligande uttalanden. I sin doktorsavhandling, *Miljö kvalitetsnormer*, har Gipperth definierat de kriterier som hon anser vara nödvändiga för att en ideal miljö kvalitetsnorm skall kunna anses vara vid handen.¹²⁶ För det första, skall normen relatera till ett tillstånd i miljön som kan beskrivas på ett objektivt och exakt sätt som även går att verifiera. Detta innebär att en vag eller inexact ordalydelse diskvalificerar en utsaga vad gäller kvalifikationerna för ideala miljö kvalitetsnormer. En dylik för vag norm uppfyller med andra ord inte förutsättningarna så krävs för att kunna kallas ideal miljö kvalitetsnorm. Utsagor där objektivitets- och exakthetskravet inte uppfylls benämner Gipperth rättsliga standards. De andra kvalifikationerna som ideala miljö kvalitetsnormer bör uppfylla har att göra med hur de förverkligas både som normer med rättsverk-

125 Se t.ex. Klopfer "Die europäische Herausforderung – Spannungslagen zwischen deutschen und europäischen Umweltrecht" 2002, s. 645–657, som påpekar att betydelsen av EG-rätt inom den miljö rättsliga regleringen är omfattande. Klopfer begrundar även, vid sidan om betydelsen av EG-rätt, problem och svagheter som följer av EG-rättens överhöghet. Ytterligare bör här självklart beaktas att nationell miljö rättslig reglering kan avvika från den gemenskapsrättsliga regleringen enligt EG-fördragets artikel 95(4), 95(5) och 176, men endast i en riktning som är förmånligare för miljön.

126 Se Gipperth *Miljö kvalitetsnormer* 1999, s. 199–206 angående referatet i detta stycke.

ningar för enskilda (rättsverkanskriteriet) och som normer med kapacitet att vid behov förändra gällande rättsförhållanden (återkopplingskriteriet). Rättsverkanskriteriet och återkopplingskriteriet uppfylls inte direkt av den ideala miljö-kvalitetsnormens materiella substans utan snarare av de formella kopplingar som utlöses av miljö-kvalitetsnormen i syfte att förverkliga den. Miljö-kvalitetsnormen behöver således inte uttömmande stipulera om rättsverkans- och återkopplingskriteriet utan det räcker att det existerar en koppling mellan miljö-kvalitetsnormen och övriga utsagor som förverkligar miljö-kvalitetsnormen. Miljö-kvalitetsnormer fungerar som operationaliseringsredskap för miljömål eller miljö-kvalitetsmål.¹²⁷

Den begreppsliga apparatur som utnyttjas i denna forskning skiljer sig från Gipperths begreppskonstruktion. Detta skall dock inte tolkas som en kritik av den systematik som Gipperth byggt upp och de forskningsresultat som hon kommit fram till.¹²⁸ Det är närmast fråga om vissa terminologiska val som påverkas av utgångspunkterna som antagits av mig i denna forskning. En av utgångspunkterna i denna forskning är att en rättsnorm inte behöver vara exakt till sitt innehåll för att kunna kallas norm. Därmed är det skäl att uppmärksamma att när jag talar om normativ miljö-kvalitet och miljö-kvalitetsnormer, så avses inte den exakta ideala miljö-kvalitetsnormen som Gipperth konstruerat i sin avhandling.¹²⁹ Orsaken är främst att då man i rättsdogmatisk litteratur talar om rättsnormer, så avser man i allmänhet inte ett fullständigt och uttömmande rätts-nöre som i sig skulle föreskriva resultatet av sin egen tillämpning. Rättsnormer kan vara vaga, utan att deras status som rättsnorm därför skulle ifrågasättas. Tolkning av rättsnormer är för övrigt en del av juridikens vardag.¹³⁰ Eftersom jag i denna forskning använder begreppet miljö-kvalitetsnorm med ett annat innehåll än Gipperth, som även har ett vad man kanske kunde kalla mera målinriktat

¹²⁷ Gipperth *Miljö-kvalitetsnormer* 1999, s. 199–206.

¹²⁸ Osäkerhetsmomentet beträffande följder i miljön är ju ett element som försvårar lagstiftarens uppgift inom miljö-rättslig reglering och förutsätter av honom en möjlighet och kapacitet till flexibla och dynamiska reaktioner på nya uppdagade problem. Se t.ex. Roßnagel "Lernfähiges Europarecht – am Beispiel des europäischen Umweltrechts" 1997, s. 122–123.

¹²⁹ Jämför även med Michanek "Att väga säkert och vikten av att säkra" 2001, s. 81–82, som påpekar att "[m]iljö-kvalitetsnormer innebär att miljön ska ha en viss kvalitet som minimum." Hur man sedan skall reagera till varje ensild påverkan, dvs. inverkan eller effekt i miljön, som härstammar från ett överflöd av olika förorsakare är givetvis en annan fråga.

¹³⁰ Jag påstår dock inte att Gipperth skulle avse att en norm inte skulle kunna förutsätta tolkning i en konkret tillämpningssituation. Se t.ex. Kelsen *Reine Rechtslehre* 1960/1983, s. 346–350 och Alanen "Eräitä laintulkinnan peruskysymyksiä" 1948, s. 470–471. Jämför även med Westerlund *Miljö-rättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 61, som konstaterar att miljö-kvalitetsmål som formulerats verbalt, utan direkt hänvisning till t.ex. numeriska standarder, kan trots allt vara mycket exakta om de verbalt formulerade miljö-kvalitetsmålen kan preciseras genom naturvetenskaplig kunskap. Se även Westerlund *En hållbar rättsordning* 1997, s. 48–51, där han pekar på eventuella skillnader beträffande tillämpningen av normer där en viss form av avvägning finns inbyggd och normer som är av en mera absolut karaktär. Skillnaden kan eventuellt påstås existera, men enligt den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö-kvalitet är den funktionella karaktären hos den inrättande normen i princip mer eller mindre exakt densamma.

forskningsgrepp än jag,¹³¹ är det skäl att påminna läsaren om den möjlighet till missförstånd som existerar. Jag har funnit det mera användbart att hellre utnyttja begreppet standard, eller miljö kvalitetsstandard, då jag avser ett absolut, exakt eller numeriskt uttryckt miljö kvalitetsmål.¹³² Normativ miljö kvalitet eller miljö kvalitetsnormen behöver således inte bestå av ett exakt, numeriskt eller ens absolut värde, utan med begreppet normativ miljö kvalitet eller miljö kvalitetsnormen avses endast det överhängande systematiseringsbegreppet där flera olika rättsliga kvalitetsvärden, däribland också standarder, hör hemma.

2.6.3 FÖRHÅLLET TILL FRÅGOR KRING ÄGANDERÄTT

Författaren finner sig ännu nödgad att ta ställning till en särskild fråga, innan en närmare behandling av själva temat kan äga rum. Det kan något förenklat konstateras att den inrättande normen i sig inte har några direkta följder för individer. Det är följdnormen som reglerar dessa, i och med att den föreskriver om eventuella rättsmedel som blir tillämpliga i ett enskilt fall. Vad som dock står klart är att inrättandet av en normativ miljö kvalitet i praktiken kan ha flera kännbara konsekvenser för individer. Konsekvenserna kan ses som positiva, t.ex. som en förbättring av levnadsstandarden i form av en hälsosammare och sundare miljö. Men, konsekvenserna kan även ses som negativa eller upplevas som bördor. En följdnorm kan innebära restriktioner beträffande hur en individ kan påverka den fysiska miljön runt omkring sig. Med andra ord kan en följdnorm innebära att vissa möjligheter att utnyttja den fysiska miljön inte längre tillåts, vilket enligt den påverkade individen kan kännas som ett intrång i hans personliga rättssfär eller kränkande i allmänhet.

Den uppenbara eller självklara frågan konkretiseras i begränsningar i möjligheten för en individ att utnyttja sin egendom som kan följa av att sådant utnyttjande skulle leda till att den nivå av tolerans som fastställts genom den inrättande normen överstigs och huruvida den, vars möjlighet att utnyttja begränsats, har rätt till ersättning, främst i form av monetär gottgörelse. Dessa frågor är ytterst intressanta och de för diskussionen in på ett tema som cirkulerar kring grundrättigheter, särskilt beträffande egendomsskydd.¹³³ Dessa frågor har

¹³¹ Se Gipperth *Miljö kvalitetsnormer* 1999, s. 8–12, 15–17 och 199–221.

¹³² Jämför med språkbruket i Kuusiniemi ”Environmental Standards and Pollution Control Law” 1995, s. 244–249, där begreppet technical environmental quality standard utnyttjas då Kuusiniemi hänvisar till kvalitetsvärden som uttryckts i en exakt, främst numerisk, form. Det nyssnämnda begreppet skall dock inte blandas med begreppet environmental standard som i Kuusiniemis språkbruk är ett mera omfattande begrepp där även vad han kallar för legal standards, dvs. rättsliga men mera vagt uttryckta kvalitetsvärden, och vad han kallar för technical standards, som i sin tur innehåller även de nämnda environmental quality standards, ingår.

¹³³ Se Europeiska människorättskonventionen, tilläggsprotokoll 1, artikel 1. Se även Danelius ”Europadomstolens domar 1991–1993 – en rättsfallsöversikt” 1994, s. 381–383. Den motsvarande nationella föreskriften återfinns i GrundL 15 §. Se även Jarass ”Der grundrechtliche Eigentumsschutz im EU-Recht” 2006, s. 1089–1095, beträffande en gestaltning över ett EU-rättsligt egendomsskydd.

dock i sig inte någon betydelse för den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, i den bemärkelsen att eventuell ersättning eller gottgörelse inte i sig påverkar den inrättande normens och följd normens funktion som är sammankopplade till den fastställda nivån av tolerans. Därmed finns det ingen ytterligare orsak att behandla dessa fråga inom ramen för denna forskning. Denna avgränsning innebär dock inte att samtalsämnet inte skulle vara ett fruktbart forskningsämne.¹³⁴

3 ETT IMMISSIONSRÄTTSLIGT TÄNKANDE

3.1 IMMISSIONER OCH MILJÖ KVALITET PÅ DET TEORETISKA PLANET

3.1.1 INVERKAN OCH EFFEKTER I MILJÖ N

Tidigare konstaterades redan att effekter i miljön och de rättsliga följderna av dessa effekter på mänskligt handlande och mänsklig verksamhet, som på sätt eller annat kan ta itu med effekterna i miljön, är inbakade i samma begreppsliga konstruktion, nämligen miljö kvalitetsnormen. För att vidare pröva hållbarheten av denna tes mot ytterligare tankegångar med djupare juridiska rötter i ett historiskt perspektiv är det skäl att bekanta sig med den rättsliga behandlingen av så kallade immissioner, som är ett gott exempel på hur effekter i miljön och deras rättsliga följder reglerats och behandlats inom juridiken.

Problematiseringen kring immissioner har en lång historia och i allmänhet förknippas den med ett rättsområde som kallas för grannelagsrätt. I fokus för grannelagsrätten ligger i huvudsak hur man reglerar den rättsliga behandlingen av skada och olägenhet från grannfastigheter. Författaren är väl medveten om att grannelagsrätt i sin konventionella form i det stora hela är ett civilrättsligt fenomen eller problem.¹³⁵ Fastrotade historiska begrepp och fördomar som är anknutna till dem är ofta av det ihärdiga slaget. Även i dagens juridiska språkbruk innehar grannelagsrätt sin egen begränsade nisch. Det är därför skäl att påpeka

134 Se t.ex. Westerlund *Naturvård och pågående markanvändning* 1980, särskilt s. 260–325 och Bengtsson *Grundlagen och fastighetsrätten* 1996, s. 83–124 och 141–151. Se även Bengtsson ”Miljön och grundlagen – än en gång” 2001, s. 267–282, där han begrundat förhållandet mellan den svenska grundlagsbestämmelsen om egendomsskydd och miljö rättslig reglering. Se Määtä *Maanomistusoikeus* 1999, särskilt s. 114–192, vad gäller en framställning av äganderättens förhållande till naturen och hur diverse synsätt och tankegångar förhåller sig till detta förhållande. Se också Hyvönen *Maapaketti* 1976, särskilt s. 16–22, 290–293 och 298–300, samt Hyvönen *Maaomaisuuden perustuslainsuojaja* 1993, s. 25–36 och 90–231 samt Kultalahti *Omaisuuksensuojaja ympäristönsuojelussa* 1990, särskilt s. 329–337. Se även Tarasti ”Ympäristön käyttö ja omistusoikeus” 1985, s. 9–14.

135 Om den historiska utvecklingen beträffande immissioners rättsliga behandling, se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 11–56. Även Kuusiniemi skildrar den rättshistoriska utvecklingen i detalj i Kuusiniemi *Ympäristönsuojelu ja immissioajattelu* 1992, s. 38–85.

att ambitionen eller målet för denna forskning inte i sig är att bidra till denna, i viss mån snäva, konventionella grannelagsrättsliga doktrin. Det bakomliggande immissionsrättsliga tänkandet, förstått i en mera omfattande mening än enbart den snäva reflexionen av de bakomliggande tankegångarna som format lösningarna till den begränsade och konventionella grannelagsrättens särproblem,¹³⁶ och särskilt tankegångarna inom tänkandets kärnområde kan däremot med fog påstås utgöra en del i denna forskning och prägla dess kommande resultat.¹³⁷ Det centrala påståendet eller argumentet är nämligen att miljön och den rättsliga regleringen av människans förhållande till eller hennes växelverkan med miljön inte i grund och botten är något annat än vad som eventuellt kunde kallas för immissionsrätt i den mera omfattande betydelsen, även om denna terminologi skall tas med en nypa salt, just på grund av de felaktiga associationer till den civilrättsliga grannelagsrätten som lätt kan uppstå.

Den i denna forskning utnyttjade definitionen av fysisk miljö, där människans växelverkan med miljön innehar en central plats, passar väl in i den rättsliga regleringen beträffande miljön som kan beskrivas med hjälp av den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Detta beror på att den rättsliga regleringen fastställer dels vilken kvalitet som är normativ och dels vilka rättsliga följder fastställandet av miljö kvaliteten har för personer (fysiska och juridiska), i och med att de mänskliga verksamheter som har effekter i miljön eller påverkar den fastställda miljö kvaliteten blir föremål för en rättslig reglering. Faktumet att rättsordningen i praktiken endast bör rikta rättsliga skyldigheter till mänskligt handlande eller mänsklig verksamhet¹³⁸ får inte leda till att man förbiser det egentliga huvudtemat eller huvudtanken, dvs. inverkan eller effekten i miljön som ledmotiv för miljö rätten. Det är en kränkning av den normativa miljö kvaliteten, dvs. en viss oacceptabel inverkan eller effekt i miljön, som är den

136 Den bakomliggande grundprincipen om immissionsförbud i det immissionsrättsliga tänkandet går även att spåra i övrig jord- och vattenrätt. Se t.ex. Hollo *Pilaamiskiellon sisältö vesilain mukaan* 1976, s. 80–82. Det immissionsrättsliga tänkandets förhållande till miljöskydd har i sin tur begrundats utförligt i Kuusiniemi *Ympäristönsuojelu ja immissioajattelu* 1992, passim.

137 Här är det skäl att påpeka att inom ramen för denna forskning finns det inget trängande behov att genomföra en omfattande och övergripande rättshistorisk redogörelse eller analys över grannelagsrättens härkomst, utveckling och nutida läge. Avsikten är endast att belysa vissa av de tankegångar beträffande immissioners rättsliga behandling som framförts inom den rättsvetenskapliga diskursen som bedöms vara mest relevanta och intressanta med tanke på denna forskning. Till denna kategori hör den rättsvetenskapliga diskussionen som fördes för över ett sekel sedan. Hur immissioners rättsliga behandling lösts i de olika nationella kodifikationerna som ägde rum därefter är av mindre intresse. Detta beror på att det inte finns forskningsekonomiska resurser inom ramen för denna forskning att utföra en komparativ redogörelse och analys över dessa kodifikationer. Eftersom syftet med de enskilda tillbakablickarna i denna forskning är att visa att den rättsliga behandlingen av immissioner som även påkallas inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet inte dramatiskt skiljer sig från de grundläggande tankarna i det immissionsrättsliga tänkandet såsom det utkristalliserade sig för över ett sekel sedan, så är det inte heller påkallat att utföra en desto utförligare rättshistorisk exkurs i grannelagsrätten.

138 Se t.ex. Westerlund *Miljö rättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 33–39 och MacCormick *Questioning Sovereignty* 1999, s. 3–6.

aktiverande beståndsdel i den rättsliga regleringen beträffande miljön.¹³⁹ Den teoretiska utredningen gav vid handen att en miljö kvalitetsnorm, såsom begreppet utnyttjas i denna forskning, institutionaliserar en viss miljö kvalitet och därmed även samtidigt gränsnivån på acceptabel inverkan eller effekt i miljön. Sådillvida är alltså följande uppgift att jämföra hur immissionsrättsligt (eller grannelagsrättsligt) tänkande överensstämmer med denna teoretiskt fastslagna bakgrundspremiss.

Den konventionella grannelagsrätten kan sägas reglera det rättsliga förhållandet mellan fastighetsgrannar beträffande immissioner, eller med andra ord följer på den attackerade fastigheten som beror på verksamheter och handlingar som företagits på den immitterande fastigheten. Den grundläggande frågan som man först måste ta ställning till, innan man begrundar eventuella rättsliga konsekvenser, är vilken omständighet som är central för att avgöra en följd godtagbarhet i rättslig bemärkelse.¹⁴⁰ Då är frågan som bör besvaras följande. Är det sättet hur följden uppstått som är relevant eller är det själva följden som man bör fästa uppmärksamhet vid?

Övervägandet kommer att fokusera på vilken, om någon, betydelse orsaken, eller närmare bestämt dess karaktär, till den följd som förorsakats har då det avgörs hur man förhåller sig rättsligt till följden, dvs. immissionen. Om det inte spelar någon grundläggande roll hur immissionen förorsakats finns det inget trängande behov att utföra distinktioner som baserar sig på den förorsakande karaktären hos en handling eller verksamhet. Den inrättande normen identifierar och kvalificerar ju som bekant nämligen en inverkan eller effekt i miljön oberoende av hur den äger rum. I första hand gäller det i detta sammanhang att besvara frågan om inverkans omedelbarhet eller medelbarhet spelar någon principiell roll i en

139 Faktum är dock att detta kan skapa viss förvirring och svårighet vad gäller det rättsliga genomförandet, särskilt ifall detta på sätt eller annat ter sig som främmande för det juridiska tänkandet, se Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 12–15.

140 Grannelagsrätten är också i mycket nära samband med egendomsskyddet, eller närmare sagt ägarens (påstådda) rätt att utnyttja sin egendom utan begränsningar. En sådan absolut och obegränsad rätt har tillbakavisats i kraftiga ordalag. Se Jhering "Beschränkung" 1863, s. 94–95, som påpekar att en obegränsad äganderätt i denna bemärkelse skulle leda till att en fastighetsägare utan hinder kunde förstöra och ointetgöra sin grannes fastighetsegendom. Den alternativa följden av en obegränsad äganderätt skulle vara en oändlig hämndcirkel, "ein perpetuirlicher nachbarlicher Kriegszustand". På motsvarande sätt och på grund av motsvarande orsaker kan en fastighetsägare inte förbjuda all inverkan, hur obefintlig den än är, som härstammar från grannfastigheten, eftersom detta i praktiken skulle tillintetgöra egendomen, eller "den Tod des Eigentums herbeiführen". Beträffande ett tillbakavisande av en åtminstone de facto absolut äganderätt se även t.ex. Bergström "Om begreppet äganderätt inom fastighetsrätten" 1956, s. 145–152. Se även Bergelund "Om äganderätten till jord" 1868–1869, s. 28–29; Serlachius *Sakrätten* 1916, s. 42–53 samt Wrede *Esineoikeuden pääpiirteet* 1946, s. 182–188 och 208–219 i vilka det visserligen går att spåra tankegångar om äganderättens absoluta karaktär som dock i enskilda fall de facto begränsats. Se även sammanfattningsvis Hillert *Servitut* 1960, s. 12–13 samt Michanek *Energirätt* 1990, s. 486–490. Se även Bengtsson *Miljöbalkens återverkningar* 2001, s. 76, som påpekar att principen om att förorenaren skall betala kan tänkas begränsa en markägares rätt till ersättning då man i det allmännas namn inskränker dennes råddighet över en fastighet.

rättslig behandling av immissioner i mera konventionell grannelagsrätt. Skillnaden mellan omedelbar och medelbar verkan (eller immission) ligger i att den förstnämnda innefattar direkta ingrepp på grannens (attackerade) fastighet, t.ex. i form av att vatten genom ett dräneringsrör, som sträcker sig ända till fastighetsgränsen, direkt leds in över grannens (attackerade) fastighet från den angränsande (immitterande) fastigheten. Med en medelbar immission avses indirekta ingrepp där följden kan påstås uppstå redan på den immitterande fastigheten, men där följden sprids över till grannfastigheten (den attackerade fastigheten) genom naturens medverkan eller som en följd av naturlagar, dvs. i princip på ett sätt som ägaren till den immitterande fastigheten inte personligen direkt är ansvarig för. Lukt, rök och buller är exempel på medelbar verkan.¹⁴¹

Trots att distinktionen mellan omedelbar och medelbar verkan och dess betydelse för den rättsliga behandlingen av immissioner kunde te sig som någorlunda besynnerlig eller kanske rent av komisk i dagens läge är det skäl att påpeka att en motsvarande svårighet att erkänna eller förstå naturliga fenomen och funktioner fortfarande förorsakar huvudbry för lagstiftare, rättskipare och rättsvetare. Även om medverkan av vindförhållanden förhoppningsvis inte i dagens läge längre skulle tillmätas någon allvarigare betydelse, så förorsakar det icke-linjära sambandet mellan orsak och verkan hos fenomen och funktioner i miljön samt vissa fenomenens synergistiska effekter ett motsvarande bekymmer i dagens läge vilket i konventionell grannelagsrätt ledde till att man i vissa kretsar var beredd att förespråka en distinktion mellan omedelbara och medelbara immissioner med rättsliga följder.¹⁴²

En annan distinktion mellan olika typer av immissioner vid sidan om distinktionen mellan omedelbara och medelbara immissioner är distinktionen mellan materiella (körperlich) och immateriella (unkörperlich) immissioner. Man ansåg på sina håll i doktrinen att endast materiella immissioner kunde vara förbjudna enligt ett konventionellt grannelagsrättsligt immissionsförbud. Detta skulle innebära att den attackerade fastigheten saknade tillgängliga rättsmedel för att ta itu med en olägenhet som förorsakats av något immateriellt (unkörperlich), t.ex. värmestrålning, buller eller lukt, som härstammade från den immitterande fastigheten.¹⁴³ Beträffande de immateriella immissionerna ledde en annan typ

141 Se Aschehoug "Om Retsforholdet mellem Naboeiendomme" 1879, s. 3–7. Se även och jämför med Werenberg "Ueber die Collision" 1863, s. 54, som påpekar att immittenten nog skulle vara ansvarig för medelbara immissioner ifall man kunde anta att han borde ha insett att t.ex. röken genom vindens medverkan kunde blåsa över till grannens fastighet.

142 Beträffande den icke-linjära karaktären hos effekter och synergistiska effekter (dvs. effekter som består av två eller flera komponenter som skilt för sig har en viss baseffekt men som i kombination med varandra har en kvantitativt och/eller kvalitativt annan effekt, som inte är lika med summan av baseffekterna), se Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 21 och 28.

143 Endast "etwas Materielles, Körperliches" kunde utgöra en rättsligt relevant immission. Därmed betraktades t.ex. rök som en materiell immission eftersom röken genom att komma i kontakt med andra "Körpern" kunde förorsaka olägenhet. Till denna slutsats kom Spangenberg "Einige Bemerkungen über das Nachbarrecht" 1826, s. 271–272, som ansåg att en immateriell immission

av resonemang till ett motsvarande resultat beträffande en begränsad möjlighet att tillgripa rättsmedel. Personlig olägenhet, inklusive hälsorisker för personer som vistas på en fastighet, ansågs nämligen inte kunna beaktas vid en bedömning av en följs tillåtlighet, eftersom endast förorsakad sakskada eller förminskning av egendomsvärde på den attackerade fastigheten utgjorde sådana omständigheter som i konventionell grannelagsrätt kunde tillmätas betydelse. Distinktionen mellan materiella och immateriella immissioner kunde tolkas som ett, om inte direkt klumpigt, så åtminstone ett oelegant försök att rädda den obegränsade utnyttjanderätten som anknutits till en lära om den absoluta och obegränsade äganderätten.¹⁴⁴ Det är dock skäl att påpeka att immateriella immissioner inte nödvändigtvis saknade rättslig relevans i ett mera omfattande immissionsrättsligt perspektiv som även skulle omfatta den offentliga rätten (eller politirätten).¹⁴⁵ Man ansåg dock att immateriella immissioner inte kunde behandlas inom den konventionella, privaträttsliga, grannelagsrätten.¹⁴⁶ Distinktionen mellan materiell och immateriell immission där t.ex. rök ansågs höra till den första gruppen men t.ex. lukt till den andra gruppen kan ifrågasättas just på grund av dess arbiträra natur beträffande hur man avgör vad som är materiellt och vad som är immateriellt. Åtminstone i nutida språkbruk, vetenskapligt eller vardagligt, torde denna distinktion vara hopplöst föråldrad till denna del.¹⁴⁷

som t.ex. obehaglig lukt eller stank endast kunde angripas på politirättsliga grunder. Till motsvarande slutsats kom även Werenberg "Ueber die Collision" 1863, s. 51–54. Se även Vangerow *Leitfaden für Pandekten-Vorlesungen* 1841, s. 479, som tycks godta Spangenberg's åsikt. Jämför med Ussing *Skyld og skade* 1914, s. 380–383, där hans redogörelse över tysk 1800-tals rättspraxis tyder på en viss divergens i hur domstolar förhöll sig till olika immissioner och deras kategorisering. Vidare är det skäl att uppmärksamma hur den nya typen av problem som ett industrialiserat samhälle råkade inför ledde till en utvidgning av den politirättsliga regleringen för att ta itu med de uppdagade problemen. Se Stolleis *Geschichte des öffentlichen Rechts in Deutschland II* 1992, s. 262–263.

144 Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 24–32 beträffande en redogörelsen över den s.k. qui-iure-dogmen.

145 Jag är medveten om att det inte är helt korrekt att behandla politirättslig reglering som synonymt eller ens motsvarande med vad som i dagens läge kallas offentlig rätt. Den politirättsliga regleringen sträckte sig även till frågor som nuförtiden utan tvekan skulle klassificeras som privaträttsliga. Se Hans Maier *Die ältere deutsche Staats- und Verwaltungslehre* 1980, s. 81, 86 och 88. Beträffande utvecklingen av den offentliga regleringen till vad som kunde kallas för ett rättsgebit, se Stolleis *Geschichte des öffentlichen Rechts in Deutschland I* 1988, s. 366–371 och 386–393. Se även t.ex. Le Clère *Histoire de la police* 1957, s. 32–34, beträffande rollen av polisämbetet att reglera omständigheter från yttrandefriheten till marknadsförhållanden i det franska samhället under Ludvig XIV.

146 Se t.ex. Spangenberg "Einige Bemerkungen über das Nachbarrecht", s. 271–272 och Hesse "Zur Lehre" 1863, s. 386–389, som anser att eventuell reglering som anknyter till immateriella immissioner eller personlig olägenhet bör äga rum inom det politirättsliga gebitet. Motsvarande argumentation går att finna hos Øllgaard "Bemærkninger" 1879, s. 67–72 och 87–92, som anser att den attackerade fastighetens eventuella rättigheter beträffande immateriella olägenheter bör tillvaratas genom offentligrättslig reglering. Visserligen har det påpekats att den politirättsliga regleringen åtminstone i viss mån blev pressad av liberalismens tankegångar om individens frihet och statens återhållsamma funktion. Se Guyot *La Police* 1884, s. 32–34 samt Stolleis *Geschichte des öffentlichen Rechts in Deutschland II* 1992, s. 237–243.

147 Ett annat intressant bimotoiv är frågan om så kallade ideella immissioner, dvs. t.ex. förfulat eller oskönt landskap som förorsakar mer eller mindre psykiskt obehag eller ekonomisk förlust. I princip borde nämligen exakt samma huvudregler gälla beträffande den rättsliga behandlingen

Det är kanske skäl att här även kort erinra sig om att det också i doktrinen förespråkades för ett synsätt enligt vilket man skulle förhålla sig ytterst restriktivt till omfånget av de immissioner som kunde ha rättslig relevans i ett förhållande mellan grannar. Detta skedde genom att kombinera utnyttjandet av distinktionen omedelbar/medelbar med distinktionen materiell/immateriell så att endast ett omedelbart ledande av ett materiellt ämne kunde betraktas som en immission. Intrång av t.ex. rök eller vatten som visserligen är materiella, men som endast genom naturens, i tillräckligt hög grad oförutsebara, medverkan överförs till den attackerade fastigheten uppfyller inte kravet på att vara både en omedelbar och en materiell immission. Därmed kunde dylika intrång inte förbjudas av den attackerade fastigheten i en grannelagsrätt som kombinerat båda distinktionerna. Helt utan immissionsrättslig relevans i ett grannelagsrättsligt förhållande skulle dylika intrång dock inte vara eftersom förorsakad skada dock skulle ersättas.¹⁴⁸

Den rättsliga betydelsen av distinktionen mellan omedelbara och medelbara immissioner ifrågasattes även inom konventionell grannelagsrätt. Omedelbara ingrepp är i en konventionell grannelagsrättslig kontext klart rättsstridiga oberoende av eventuellt förorsakad olägenhet för att inte tala om skada för grannen, dock med vissa undantag,¹⁴⁹ men faktumet att denna sida av frågan är klar behöver inte betyda att medelbara immissioner som en direkt följd av detta konstaterande gällande omedelbara immissioner borde anses vara tillåtna. Tron på att det skulle finnas ett behov att utföra en distinktion mellan omedelbara och medelbara immissioner ansågs bero på en felaktig utgångspunkt som negligerat att först uppställa, bearbeta eller utforska en grundläggande allmän princip eller allmän lära beträffande immissionernas rättsliga behandling innan några enskilda distinktioner görs.¹⁵⁰ Med tanke på nutida miljö rätt och normativ miljö kvalitet är det i högsta grad intressant att begrunda vilken denna allmänna princip eller lära kunde vara.

Den rättsliga begreppskonstruktionen som skiljer mellan omedelbara och medelbara immissioner och endast tillmäter de förstnämnda någon rättslig betydelse är i praktiken ologisk och därmed även ohållbar. Inte bara därför att

av denna typ av immissioner. Detta till trots kunde man spåra en viss tendens att åtminstone i vissa kretsar motarbeta en motsvarande behandling av dessa så kallade ideella immissioner. Se Heck *Grundriß des Sachenrechts* 1930, s. 218–219 samt Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 67–68 och 227–229, beträffande en diskussion i detta hänseende. Både Heck och Ljungman anser att ingen principiell skillnad borde göras mellan dessa så kallade ideella immissioner och övriga immissioner.

148 Endast omedelbart intrång ("ohne Vermittelung anderer Faktoren") av något materiellt där intrånget dessutom var förutsebart för gemene man kunde betraktas som en rättsstridig immission. Däremot erfordras inte att immittenten skulle ha förfarit avsiktligt eller ens att han skulle ha handlat vårdslöst. Förutsebarheten bedöms enligt en objektiv måttstock. Se Hesse "Zur Lehre" 1863, s. 402–403 och 435.

149 Se Jhering "Beschränkungen" 1863, s. 107–110.

150 Se Jhering "Beschränkungen" 1863, s. 112, som påpekar att de enskilda utsagorna hos romerska jurister som enligt vissa rättsvetare låg som grund för distinktionen var endast "Ausflüsse des Gedankens, den wir noch erst zu suchen haben".

verksamheter och handlingar med exakt samma verkan och följer behandlas olika, utan också för att en omedelbar immission trots att den skulle vara hur obetydlig som helst är förbjuden medan en medelbar immission trots att den skulle vara hur belastande som helst inte är förbjuden.¹⁵¹

Den enda logiska utvägen inom den konventionella grannelagsrätten är att komma till slutsatsen att det är inverkan eller effekten som förorsakas på den attackerade fastigheten till följd av en verksamhet eller en handling på den immitterande fastigheten som i grund och botten är basen för att ett immissionsförbud kan åberopas till skydd för den attackerade fastigheten.¹⁵² Därmed är den övergripande allmänna principen, eller utgångspunkten, att all inverkan över en fastighetsgräns som överstiger ett visst sedvanlighetsmått är förbjuden oberoende av hur inverkan förorsakats.¹⁵³ Således spelar det ingen principiell roll om inverkan förorsakats genom ett omedelbart eller medelbart ingrepp, eller om den förorsakat person- eller sakskada eller endast olägenhet (Lästighet), eller om det är fråga om en materiell eller immateriell immission. Den rättsliga behandlingen av en immission, dvs. ett avgörande om den i grund och botten är tillåten eller inte, bör ske på basis av immissionens inverkan eller effekt. Det är inte sättet hur inverkan eller effekten åstadkommits utan följderna som är av betydelse.¹⁵⁴ Denna slutsats är intressant beträffande tematiken i denna forskning. Den inrättande normen identifierar och klassificerar ju som bekant ett förhållande eller en funktion i miljön, eller med andra ord en inverkan eller effekt i miljön. Denna identifikation och klassificering, som institutionaliserat en viss kvalitet i miljön, är självständig och oberoende i förhållande till hur, när och varför verkligheten eventuellt inte överensstämmer med den institutionaliserade miljökvaliteten.

151 Se Jhering "Beschränkungen" 1863, s. 112. Jämför med Hesse "Zur Lehre" 1863, s. 434, som är av den åsikten att inverkan eller effekten av en handling alltid är beroende av tillfälligheter och eventualiteter och att denna inverkan eller effekt inte kan mätas på några objektiva grunder. Däremot kan den förorsakande handlingens egenskaper och omfång granskas objektivt.

152 Se Jhering "Beschränkungen" 1863, s. 107–108, 110–113 och 122–128. Så även Aschehoug "Om Retsforholdet mellem Naboeiendomme" 1879, s. 17–19 beträffande romersk rätt.

153 "Niemand braucht mittelbare Eingriffe von Seiten seiner Nachbarn zu dulden, welche entweder der Person oder Sache schaden oder die Person *in einer das gewöhnliche Maß des Erträglichen überschreitenden Weise belästigen*." [Min kursiv] Se Jhering "Beschränkungen" 1863, s. 128. Dessa tankegångar accepterades allmänt bland tyska jurister. Se Windscheid *Lehrbuch des Pandektenrechts* 1906, s. 864–866, där även en hänvisning görs till kodifikationen i BGB § 906. Se även Dernburg *Lehrbuch des Preußischen Privatrechts* 1879, s. 502 och Dernburg *Pandekten* 1896, s. 474–475, där Dernburg mer eller mindre tycks godta Jherings åsikt.

154 Se dock Sainio *Elinkeinoiminna harjoittamisesta johtuvat suhteet naapureihin* 1929, s. 101–102, där han ger en något besynnerlig beskrivning över den måttstock enligt vilken inverkans eller effektens intensitet skall fastställas. Sainio är av den åsikten att ifall inverkan eller effekten uppstår inom en annan trakt, bygd eller en annan typ av område, t.ex. utsläpp från ett industriområde har effekter inom ett område med villabebyggelse, så skall effektens intensitet mätas och avgöras enligt en måttstock som lämpar sig för industriområdet. Med andra ord skulle inverkans intensitetsgrad avgöras enligt det områdes standard varifrån immissionens orsak härstammar, inte enligt det områdes standard där inverkan eller effekten uppstår.

Utgångspunkten för den rättsliga behandlingen av immissioner i konventionell grannelagsrätt är elementär men detta betyder inte att tillämpningen av denna utgångspunkt skulle vara enkel eller okomplicerad i praktiken. Resultatet av att fästa uppmärksamheten vid inverkan och effekt blir att man oundvikligen hamnar in i en tolknings- och värderingssituation där man är tvungen att avgöra vilken intensitet en inverkan eller effekt bör ha för att den skall vara rättsligt relevant. Varje ingrepp på en grannfastighet, hur obetydligt det än vore, kan ju inte vara förbjudet. Således är det nödvändigt att utnyttja tolkningsverktyg som bedömer en immissionsintensitet, såsom måttlig och övermåttlig (målig och övermålig), för att avgöra hur inverkan eller effekten skall kategoriseras och bedömas.¹⁵⁵

På motsvarande sätt som i konventionell grannelagsrätt är en kränkning av en normativ miljö kvalitet i princip förbjuden oberoende av kränkningens orsak. Kränkningen kan för övrigt vara helt oberoende av människan. Det är faktumet att följden, dvs. att en otillåten konsekvens beträffande miljöns kvalitet uppstår, som är avgörande. Visserligen är det sant att om en normativ föreskrift skall vara effektiv, så måste rättsmedel stå till buds för att ta i tu med en eventuell aktör, dvs. mänsklig verksamhet eller handling,¹⁵⁶ som förorsakat eller som bidragit till att förorsaka den otillåtna konsekvensen eller under vars kontroll förorsakandet av den otillåtna konsekvensen på sätt eller annat står. Dessa rättsmedel förblir dock sekundära i den meningen att de endast aktualiseras i och med att en normativ miljö kvalitet kränkts.¹⁵⁷ Det är därmed skäl att fästa uppmärksamhet vid det tolkningsverktyg som kunde ge vägledning beträffande intensitetsbedömningen som svarar på frågan när en konsekvens är otillåten, dvs. när en intensitetsgrad är av ett otillåtet mått.

3.1.2 BEHOVET AV INTENSITETSVÄRDERING

Ovan konstaterades att den gemensamma slutsatsen, både för den mera konventionella grannelagsrätten och den i denna forskning gestaltade teorin om

¹⁵⁵ Jhering "Beschränkungen" 1863, s. 122–123.

¹⁵⁶ En enskild handling eller aktion kan karaktäriseras som ett beteende som grundas på information. Handlingen eller aktionen kan därmed även förknippas med en viss vilja. Denna vilja kan sedan i sin tur styras av olika mål, syften eller motsvarande motiv. Se Weinberger *Law, Institution and Legal Politics* 1991, s. 5–6. Se även Westerlund *En hållbar rättsordning* 1997, s. 54–59, som behandlat det som han kallat för genomförandeunderskott, dvs. fenomenet att fastställda materiella normer inte efterlevs för att inte tala om att de i bakgrunden liggande målsättningarna skulle förverkligas.

¹⁵⁷ Eftersom rättsordningen endast kan påverka mänskligt agerande och mänsklig verksamhet bör det existera rättsmedel vars uppgift är att miljö kvaliteten eller miljömål (förutsatt att dessa är avsedda att tas på allvar) upprätthålls, skyddas eller uppnås. Se Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 72–75 och 84–94. Det är här som följdnormer kommer med i spelet beträffande den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Se även Scheuing "Instrumente zur Durchführung des Europäischen Umweltrechts" 1999, s. 478–485, beträffande genomförandet av miljölagstiftning särskilt med tanke på det gemenskapsrättsliga systemet som involverar nationell implementering.

normativ miljö kvalitet är att avgörande för immissioners rättsliga behandling är deras inverkan eller effekt. Effekter eller faktiska följder, eller risker för sådana effekter eller följder, beträffande kvaliteten av miljön är det avgörande förhållandet som leder till ett eventuellt rättsligt ingripande, dvs. en rättsföljd.¹⁵⁸ Därmed blir den följande väsentliga uppgiften att utreda hur en tillåten inverkans eller effekts intensitet fastställs på en stigande skala av inverkan eller effekt där alltså en viss punkt måste existera som avgör när en inverkan eller effekt är tillåten och när den inte är det. Denna punkt är referensmättet mot vilken man jämför en inverkans eller effekts intensitet för att avgöra när intensiteten är excessiv, vilket i sin tur innebär en kränkning av normativ miljö kvalitet med därtill hörande rättsföljder.

Eftersom det är ett faktum att all mänsklig aktivitet eller verksamhet har en viss inverkan på den fysiska miljön,¹⁵⁹ så är det skäl att konstatera att det inte kan anses vara ändamålsenligt att rättsordningen skulle reagera på alla effekter eller all inverkan, hur försumbara de än vore.¹⁶⁰ I praktiken kan det naturligtvis vara svårt eller även arbiträrt att fastställa den punkt där en immission är av en sådan intensitet och har en sådan inverkan att den är excessiv i rättslig bemärkelse. Men någonstans på en skala av stigande intensitet måste det existera en sådan punkt eller gräns som möjliggör en värdering enligt vilken det går att konstatera att intensiteten av inverkan eller effekten blivit så pass hög att en kränkning anses äga rum.¹⁶¹ Ett ytterligare problem med tanke på att rätta till en eventuell situation där en kränkning ägt rum är att det inte nödvändigtvis är möjligt att korrigera läget genom att endast återta det sista steget. När väl intensiteten hos inverkan eller effekten i miljön överstigit en viss punkt kan det visa sig att en marginell minskning av t.ex. koncentrationen av förorening eller en nedtrappning av

158 Frågor med anknytning till risker förutsätter ofta någon form av sannolikhetsbedömning. Tanken om att vara beredd på det oväntade är välgrundad men kan vara svårlöst i praktiken. Se t.ex. Utter "Muunnelmia varautumisesta?" 2006, s. 231–242 beträffande det uppenbara dilemmat huruvida man i praktiken kunde förebygga en risk, vars existens är fullständigt okänd. Se även Ladeur "The introduction of the precautionary principle into EU law" 2003, s. 1458–1462.

159 Detta följer ju redan av den antagna definitionen på fysisk miljö där faktum som att en viss miljö utnyttjas eller påverkas av människan är centralt för definitionen. Se ovan del I kapitel 2.3.

160 All inverkan oberoende av dess intensitet kan inte av praktiska skäl betraktas som en immission med rättsliga följder. Se Jhering "Beschränkung" 1863, s. 95–96. Se även Dernburg *Pandekten* 1896, s. 474. I princip kunde det ju påpekas att redan t.ex. in- och utandning av luft innebär att människan påverkar den fysiska miljön då konsistensen av och förhållandet mellan olika gaser i luften ändras i och med andningen.

161 Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 78. Till följd av att miljö i flera fall har en viss buffertförmåga har man talat om ackumulerad effekt där t.ex. eventuella utsläpp till en början inte förorsakar några märkbara oönskade konsekvenser i miljön förrän en viss punkt uppnåtts och den sista droppen får bägaren att rinna över. Se Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 21–22 och 27–28. Detta fenomen försvårar givetvis utsättandet av en referenspunkt eftersom det kanske inte är ändamålsenligt att ta risken att bägaren oavsiktligt rinner över till följd av att man riskerat och fyllt på för mycket. Så är fallet särskilt om man befinner sig i en situation av osäkerhet och höjden av bägarens kant inte är känd, vilket skulle vara ett typiskt tillämpningsförhållande för försiktighetsprincipen.

mänsklig verksamhet inte räcker till för att återställa situationen så att de uppdagade oönskade följderna skulle försvinna.¹⁶²

I grannelagsrätt har man döpt den avgörande referenspunkten för bedömande och fastställande av en immissions excessiva karaktär till toleranspunkt.¹⁶³ Immissioner under toleranspunkten är sanktionsfria, dvs. upphovsmannen till en dylik immission bestraffas eller klandras inte av rättsordningen. De immissioner som överstiger toleranspunkten är excessiva och bör bekämpas genom de sanktionsmedel som rättsordningen har till hands.¹⁶⁴ Toleranspunkt är i sig ett användbart begrepp och det beskriver väl den inverkan eller effekt som utlöser eventuella rättsföljder även då en normativ miljö kvalitet kränks. Eftersom en smärre möjlighet till missförstånd existerar kommer dock i denna forskning begreppet toleransströskel att utnyttjas inom ramen för den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Begreppet sanktionsmedel är däremot i en högre grad oanvändbart, närmast eftersom det i onödig utsträckning hänvisar till något negativt eller straffartat. De rättsliga följderna som aktualiseras i och med en excessiv immission behöver inte uteslutande ha någon sanktionskaraktär, varför begreppet rättsmedel kommer att användas inom ramen för denna forskning i stället för sanktionsmedel.¹⁶⁵

Den, inom grannelagsrätten, av toleranspunkten påkallade indelningen av immissioner i två grupper, sanktionsfria och excessiva, ansågs inte utgöra en tillfredsställande eller tillräckligt beskrivande systematisering av den rättsliga behandlingen av immissioner.¹⁶⁶ På den stigande skalan av ökande intensitet hos inverkan eller effekt kunde en ytterligare punkt fastställas och placeras som

162 Utnyttjandet, eller rent av överexploatering, av naturresurser är ett gott exempel på detta fenomen. Ett alltför intensivt fiske har lett till ett antal återkommande problem beträffande vilka man tycks ha lärt sig väldigt lite från tidigare misstag. Ett fiskebestånd kan tåla excessivt fiske under en beaktansvärt lång period, naturligtvis beroende på hur allvarligt beståndet överexploateras. Men när varningssignaler ignoreras och exploateringen trots allt tillåts nå en viss nivå kommer fiskebeståndet till sist att kollapsa totalt. Efter en sådan kollaps kommer beståndet inte att återhämta sig endast genom att fisket begränsas till en nivå som skulle ha bibehållit beståndet innan kollapsen ägde rum utan fisket måste i allmänhet upphöra i sin helhet för en längre tid. Detta leder till ökade ekonomiska kostnader för alla involverade parter, vilka kunde ha undvikits ifall långsiktigt tänkande och utnyttjande av fiskebeståndet skulle ha prioriterats framöver erhållandet av kortsiktiga vinster. Se MacGarvin "Fisheries: taking stock" 2002, s.10–25.

163 Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 78.

164 Om uppdelningen av immissioner enligt en stigande skala med hjälp av en toleranspunkt, se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 69–73 och 78–85. Ljungman har vidare delat in excessiva immissioner i excessiva, men icke politifarligen immissioner, och politifarligen immissioner.

165 Hur negativt man förhåller sig till ett enskilt rättsmedel beror givetvis på den synvinkel man har. Eftersom rättsmedel terminologiskt är mera neutralt i detta hänseende, då detta begrepp endast tar sikte på faktumet att en viss rättslig följd äger rum till skillnad från begreppet sanktionsmedel som även, åtminstone i viss mån underförstått, tar ställning till hur den adressat som blir utsatt för den rättsliga följden förhåller sig till den rättsliga följden, så är det även på grund av denna orsak påkallat att utnyttja begreppet rättsmedel, i stället för sanktionsmedel, inom ramen för denna forskning.

166 Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 78–79.

illustrerar den inverkan eller effekt som är av en sådan intensitet att enskilda parter inte längre kan disponera över immissionens rättsliga behandling. Denna ytterligare punkt, den så kallade politirättsliga toleranspunkten, exemplifierade den punkt då myndigheter ingriper för att skydda hälsa och liv eller med andra ord, det faktum att ett ingrepp sker i det allmänna intressets namn utan att nödvändigtvis ta desto mera hänsyn till de involverade parternas överenskommelser eller önskemål.¹⁶⁷ På motsvarande grunder kunde det vara möjligt att i dagens miljö rätt och i samband med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet arbeta med en skild punkt på den stigande skalan som skulle illustrera skillnaden mellan privat- och offentligrättsligt ingripande i kränkningar av en normativ miljö kvalitet. I dagens juridiska språkbruk skulle dock kanske ett begrepp som t.ex. förbudspunkt vara mera träffande än politirättslig toleranspunkt. Förbudspunkten skulle åskådliggöra den inverkan eller effekt som är av en sådan intensitetsgrad att parternas möjlighet att disponera över det aktuella fallet gått förlorat.

Behovet av att skilja åt en tolerans- och en förbudspunkt kan dock med fog ifrågasättas. Myndigheters involvering i miljö rättsliga ärenden är av en sådan omfattning i dagens läge och denna involvering torde med en viss sannolikhet inträda redan vid en lägre tröskel än under medlet av 1900-talet då Ljungmans systematisering var aktuell.¹⁶⁸ Reglering av miljö skydd, men också miljö rätten i allmänhet vilket kommer att påvisas i denna forskning, kan påstås ha influerats, medvetet eller omedvetet, av grannelagsrätten och det immissionsrättsliga tänkandet. Det har påpekats att det i dagens läge inte längre finns någon betungande orsak att behandla immissioner enligt en skarp tudelning i privat- och offentligrättsliga immissioner.¹⁶⁹ Detta innebär att en särskild förbudspunkt som ett självständigt systematiseringsbegrepp kan påstås ha förlorat sin betydelse och därmed också sin eventuella nytta.

Det är dock skäl att påpeka att det enligt ett visst resonemang kunde vara försvarligt att fortfarande utnyttja både begreppet toleranspunkt och förbuds-

167 Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 84, vad gäller en illustration över den stigande skalan av inverkan och effekt samt funktionen av respektive toleranströsklar.

168 Detta påstående baserar sig blott på ett antagande. Det bör även påpekats att man i den grannelagsrättsliga doktrinen inte har negligerat den offentliga rättens betydelse vid en rättslig behandling av immissioner. I doktrinen har man ej heller påstått att immissionernas rättsliga behandling skulle vara reserverat enkom för privaträtten. Ljungman behandlar i sin avhandling politifarlige immissioner i en icke ringa grad. Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 175–189. Ljungman påpekar också att det är fullt möjligt att toleranspunkten och den politirättsliga toleranspunkten i verkligheten sammansmälter till en och samma toleranspunkt. Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 103. Se även Sainio *Elinkeinoitoiminnan harjoittamisesta johtuvat suhteet naapureihin* 1929, s. 56–65, som konstaterar att offentligrättslig reglering har flera gemensamma beröringspunkter med immissionsrätten.

169 Se Kuusiniemi *Ympäristönsuojelu ja immissioajattelu* 1992, s. 10–13. Se även Hollo ”Miljöskydd och naturvård” 1986, s. 339–340, som påpekar att steget från det privaträttsliga immissionsförbudet till ett system som skulle motsvara den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, dvs. ett system där man inte uteslutande fixerade på huruvida en individuell granne drabbas eller inte, är långt.

punkt. Förbudspunkten som ett begreppsligt verktyg för att beskriva en från toleranspunkten skild intensitetsnivå med särskilda rättsföljder skulle kunna bibehållas. Särskilt förkastliga eller katastrofala följder i miljön kan vara förknippade med rättsmedel som inte medger några möjligheter för avvägning utan endast föreskriver förbud. Därmed kunde man bibehålla en distinktion mellan toleranspunkt och förbudspunkt, där den sist nämnda reserverats för att fastställa sådana särskilt katastrofala följder. En sådan distinktion grundar sig dock inte på till buds stående rättsmedels privaträttsliga eller offentligrättsliga karaktär, även om det ter sig som mycket sannolikt att förbudspunkten i denna mening endast kunde bli aktuell inom den offentligrättsliga regleringen. Jag kommer i fortsättningen efter diskussionen i denna del dock att utnyttja begreppet toleransströskel som ett allmänt begrepp för den intensitetsnivå hos inverkan eller effekt i miljön som aktiverar de rättsliga följderna i form av rättsmedel. Begreppet toleransströskel är terminologiskt flexibelt och är bättre i samklang med faktumet att det existerar en mångfasetterad hop av olika rättsföljder som kan bli aktuella då toleransströskeln överstigits, dvs. när en normativ miljö kvalitet kränkts.

3.1.3 FÖRHÅLLET MELLAN RÄTSLIGA FÖLJDER OCH MILJÖNS KVALITET

I konventionell grannelagsrätt har man identifierat tre huvudsakliga typer av rättsmedel, nämligen straff, skadestånd och förbud. Dessa rättsmedel kompletteras ytterligare av den så kallade moralsanktionen, dvs. den förebråelse som en rättsstridig handling i allmänhet väcker hos medlemmar i ett samhälle.¹⁷⁰ Rättsliga följder som finns tillgängliga och som utnyttjas i dagens palett av rättsmedel är mera mångfasetterade än de som legat till grund för den systematisering som utförts i samband med mera konventionell grannelagsrätt. Därmed måste man förhålla sig med ett visst förbehåll till frågan om en systematisering av rättsmedel i straff, skadestånd och förbud sist och slutligen tillför något mervärde beträffande hur man förstår och förklarar den rättsliga behandlingen av immissioner i dagens miljö rätt. Så är fallet trots att rättsmedlen eventuellt kunde systematiseras åtminstone nästan lika behändigt.¹⁷¹

Till att börja med är det skäl att påpeka att förbud som sanktion redan i konventionell grannelagsrätt betraktades som ett begrepp med aningen brokigt

¹⁷⁰ Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 73–78.

¹⁷¹ Det är dock här skäl att påpeka att följder av handlingar, verksamheter eller motsvarande aktioner inte enbart begränsas till sådana följder som kunde kallas för rättsliga. Övriga följder kan utgöras av t.ex. ekonomiska följder eller moraliska förebråelser. Se Weinberger *Law, Institution and Legal Politics* 1991, s. 160–161. Vidare kan det konstateras att man med en följd även kan avse de faktiska följder som uppenbaras i den fysiska miljön. Då används begreppet följd i den bemärkelsen som man i denna forskning beskrivit ett av huvudelementen i normativ miljö kvalitet, dvs. inverkan eller effekt i miljön. Det gäller att hålla isär, å ena sidan, den följd som uppstår i den fysiska miljön till följd av t.ex. en verksamhet, och, å andra sidan, den konsekvens för verksamheten som denna följd i den fysiska miljön i sin tur innebär.

innehåll. Valet och utnyttjandet av begreppet förbud är inte helt oproblematiskt eftersom det i allmänt språkbruk lätt förstås motsvara ett totalförbud mot att t.ex. utföra en handling eller bedriva en verksamhet. Begreppet skulle med andra ord beskriva verkligheten på ett dels bristfälligt eller missvisande sätt. Detta, skenbart terminologiska problem ointetgörs eller kringgås om man inser att förbud endast avser ett förbud att utföra en handling eller bedriva en verksamhet på ett visst sätt, nämligen på ett sådant sätt att en viss otillåten inverkan eller effekt äger rum. Med uttrycket förbud kan man alltså avse både ett totalt och ett partiellt förbud beträffande utförandet av den ursprungliga handlingen eller verksamheten i dess helhet.¹⁷² Man kunde eventuellt även tala om ett förbud som är absolut och ett som är relativt.¹⁷³ Valet beror egentligen på betraktelsepunkten beträffande vad som är föremålet för förbud. Det är med andra ord fråga om ett absolut förbud beträffande en viss följd, men ett relativt förbud beträffande utförandet av en handling eller driften av en verksamhet.

Förbud som ett rättsmedel är nära sammankopplat med normativ miljö-kvalitet, eftersom förbudets omfång, är beroende på t.ex. en handling eller en verksamhets inverkan eller effekt på den fysiska miljön, dvs. miljö-kvaliteten. Hur t.ex. en verksamhet får bedrivas avgörs på basis av driftens inverkan eller effekter i miljön. Vidare har det i den grannelagsrättsliga litteraturen påpekats att förbud i sig inte stricto sensu är en sanktion, utan närmare sagt ett hot om en framtida sanktion. Den verkliga sanktionen utgörs nämligen först av den med förbudet sammankopplade efterföljande repressalien.¹⁷⁴ Förbudet är med andra ord endast ett sanktionshot som riktas mot en öppen eller en sluten grupp, dvs. adressater eller aktörer. Om adressaten inte handlar enligt föreskrifter som fastställts i förbudet kommer ett stadgat hot om en rättslig följd att realiseras. Rättsmedel som i dagens läge står till buds består fortfarande såväl av straffrättsliga, t.ex. böter, som offentligrättsliga, t.ex. vite eller direkt verkställighet, sanktioner.¹⁷⁵ Om målsättningen med en uppdelning av rättsmedel dock är att tillföra någon ny och belysande information om normativ miljö-kvalitet eller toleranspunkten, så är förbud inte ett särskilt lyckat begrepp. Rättsliga följder som kunde placeras under begreppet förbud förklarar endast vilken påföljd som följer när toleranspunkten överstigits. Detta är visserligen, å ena sidan, nyttigt när man har som avsikt att bedöma var toleranspunkten ligger, men, å andra sidan, erhålls ingen djupare insyn i en eventuell faktisk funktion hos en rättslig institution som normativ miljö-kvalitet. Motsvarande avigsida gäller även beträffande rättsmedel såsom straff och skadestånd.

172 Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 77–78.

173 Se även Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 84–89 och 127–132, där han redogör över vad han kallar materiella kravregler, tillåtlighetsregler eller hänsynsregler, som alltså inte i sig begränsar *vad* man får göra utan *hur* man får göra det.

174 Ljungman räknar upp straff, vite och direkt verkställighet som sanktioner för förbud. Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 76–77.

175 Se t.ex. Darpö "Miljöbrott och åtalsrätt" 2001, s. 226–237, beträffande straffrättens roll och dess samspel med förvaltningsrättsliga regler inom miljö-rätten, särskilt vad gäller genomdrivande.

Det är möjligt att systematisera rättsmedel som förhåller sig till den normativa miljökvaliteten och excessiva immissioner, dvs. inverkan och effekter vars intensitet överstiger toleranspunkten, på ett mera nyanserat sätt än det som skildrats ovan där det enskilda rättsområde vari rättsmedlet behändigt kunde placeras, t.ex. straffrätt, privaträtt eller offentlig rätt, avgör systematiseringen. En distinktion kan göras med hjälp av en tidsmässig axel, som leder till en indelning i förhands- och efterhandstillsyn eller prevention och reparation.¹⁷⁶ Fördelen ur en systematisk synvinkel kunde påstås vara att man åstadkommer en mångsidigare bild av olika rättsmedel och deras förhållande till toleranspunkten om detta förhållande skulle granskas ur detta tidsmässiga och, åtminstone till synes, mera funktionella perspektiv. Då skulle den avgörande frågan för systematiseringen bli huruvida rättsmedlet i huvudsak konstruerats i ett förebyggande eller reparativt syfte eller, med andra ord, huruvida rättsmedlet aktualiseras redan på förhand i syfte att förhindra den excessiva immissionen eller först i och med att den excessiva immissionen faktiskt ägt rum.

En systematisering med hjälp av att utreda ett rättsmedels karaktär som förebyggande eller reparativ kan dock misstänkas för att inte vara så illustrativ i förhållande till toleranspunktens betydelse som man eventuellt vid en första åsyn kunde föreställa sig. För det första, ter det sig nämligen sannolikt att ett och samma rättsmedel kan ha både en förebyggande och en reparativ funktion och därmed inneha båda respektive karaktärer i förhållande till toleranspunkten. Man har påpekat att skadestånd har en reparativ och en konkret förebyggande funktion.¹⁷⁷ Även straff har en preventiv funktion.¹⁷⁸ Hos ekonomiska styrmedel, såsom t.ex. miljöskatter eller utsläppshandel, är den förebyggande aspekten kanske mera i förgrunden än hos klassiskt skadestånd. Men det nära släktskapet mellan ekonomiska styrmedel och skadestånd märks tydligt i att det i princip är möjligt att t.ex. en skadeståndsskyldig verksamhetsutövare fortsätter med sin skadevållande verksamhet så länge han är redo att betala skadestånd. Ett ekonomiskt styrmedel fungerar med en motsvarande logik. Genom ett ekonomiskt incitativ försöker man styra verksamhetsutövarens beteende då denna bedriver sin verksamhet. I sig existerar inget tvång för verksamhetsutövaren att agera på ett visst sätt men tanken är att han på grund av helhetsekonomiska överväganden skall agera såsom man eftersträvat. Men, på motsvarande sätt som med skadestånd kan verksamhetsutövaren handla i strid med det ekonomiska incitivet om han är beredd att betala för det.¹⁷⁹ Det funktionella förhållandet till miljökvaliteten

176 Om indelningen i förhands- och efterhandstillsyn i miljörätten i allmänhet se Hollo *Ympäristönsuojelu- ja luonnonsuojeluvoikeus* 2004, s. 125–159, särskilt s. 149–159. En mera utförlig skildring över indelningen inom miljöskydds rätt går att finna i Hollo *Ympäristönsuojeluvoikeus* 2001, s. 193–414.

177 Se t.ex. Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 75–76; Tulokas *Öljyvahingoista* 1978, s. 305–309 samt Sandvik *Miljöskadeansvar* 2002, s. 39–55.

178 Om den avskräckande effekten av straff och generalprevention, se t.ex. Frände *Allmän straffrätt* 2001, s. 30–41.

179 Miljörättslig reglering vars syfte är att styra agerande som påverkar miljön i en viss riktning kan även delas in i tvingande och frivillig reglering. Eftersom det är fråga om rättslig reglering

eller toleranspunkten blir därmed vagt och beroende, åtminstone i teorin eller i viss mån, av t.ex. en enskild verksamhetsutövars eget skön och omdöme.

Dikotomin mellan prevention och reparation riskerar att åstadkomma en logisk diskrepans beträffande vissa rättsmedels funktion i förhållande till toleranspunkten. Faktumet att t.ex. skadestånd eller straff kan anses ha en konkret förebyggande verkan respektive generalpreventiv effekt ändrar inte på själva skadeståndets eller straffets karaktär och deras förhållande till den normativa miljö kvaliteten. Denna karaktär kan påstås förbli passiv. Särskilt avgränsande i detta hänseende är avsaknaden av en koppling till toleranspunkten i form av ett återställandeansvar av förhållandet i miljön så att det skulle överensstämma med förhållandet som föreskrivs enligt toleranspunkten.¹⁸⁰ Den reparativa aspekten hänvisar ju inte i allmänhet till att återställa ett visst förhållande i miljön. Ekonomiska styrmedel däremot kan i allmänhet påstås innehålla ett mera aktivt förhållande till den normativa miljö kvaliteten i form av ett samband med toleranspunkten. Det ekonomiska incentivet kan, och borde, kalkyleras på basis av förhållandet mellan det ekonomiska incentivet och den miljö kvalitet som eftersträvas. Följaktligen är även instrument som visserligen kunde betecknas som ekonomiska styrmedel, men som inte har ett, i en tillräckligt hög grad, aktivt samband med toleranspunkten, av en annan karaktär i sitt funktionella förhållande till normativ miljö kvalitet och toleranspunkten. Närmast kommer man att tänka på ekonomiska styrmedel som främst kan betecknas vara någon form av fiskala instrument, där en eventuell styrningseffekt är marginell, obefintlig eller blott en fasad. Det är skäl att påpeka att de ekonomiska styrmedlen utgör en så pass heterogen grupp att eventuell avgränsning och systematisering borde göras skilt för sig i varje enskilt fall.

För det andra, har, vad som kunde kallas för, administrativa rättsmedel ett motsvarande anpassningsproblem i dikotomin förebyggande/reparativ. Anpassningsproblematiken är dock mindre synlig och den aktualiseras egentligen först om man närmare betraktar det administrativa rättsmedlets funktion i förhållande

innehåller båda typerna av reglering en rättslig bas. Med tvingande reglering avses ett mer eller mindre direkt ingripande från t.ex. en myndighets håll. Med frivillig reglering kan i sin tur avses, å ena sidan, fullständigt frivillig reglering där varken något ingripande från myndigheters håll eller några ekonomiska incentiv existerar, och, å andra sidan, skenbart frivillig reglering i vilken ett ekonomiskt incentiv ingår. Se Gouldson – Murphy *Regulatory Realities* 1998, s. 40–42 och 55–56. Det är visserligen svårt att på ett vettigt sätt på basis av praktiska argument skilja åt tvingande föreskrifter från frivilliga föreskrifter där ett ekonomiskt incentiv ingår. Föreskrifter med ett inbyggt ekonomiskt incentiv kan i praktiken fungera som en tvingande föreskrift. Trots att föreskrifter med ett inbyggt incentiv skulle vara frivilla att följa, kan incentivet, ifall det är tillräckligt starkt, leda till ett till och med effektivare genomförande av föreskriften än vad som skulle vara fallet om föreskriften skulle vara tvingande men sakna det ekonomiska incentivet. Se Clinch – Kerins "Assessing the Efficiency of Integrated Pollution Control" 2002, s. 269–270. Se även de Sadeleer *Environmental Principles* 2002, s. 246–247, som spårar en tendens inom miljö rätten där man rör sig bort från tvingande reglering.

180 Se t.ex. Peine "Rechtsfragen der Gewässerrenaturierung" 1993, s. 190–200, beträffande vissa frågor som kan uppstå vad gäller ett ansvar att återställa en vattenmiljö till dess naturliga tillstånd.

till miljö kvaliteten eller toleranspunkten. På en tidsmässig skala torde inga tvetydigheter uppkomma, dvs. om det administrativa rättsmedlet utnyttjas tidsmässigt i förebyggande eller reparativt syfte framgår av faktumet om det administrativa rättsmedlet använts före eller efter att toleranspunkten överskridits. Men faktum är att ett administrativt rättsmedel kan vara målorienterat ur miljö kvalitets synpunkt så tillvida att rättsmedlets funktion kan styras av miljöns faktiska tillstånd och till följd av detta antingen vara förebyggande eller reparativt. Detta är fallet med tillstånd för att bedriva en viss verksamhet eller så kallade miljö tillstånd, ett rättsmedel som efter en första, aningen förhastad, anblick kunde anses vara ett instrument som blott används vid förhandstillsyn,¹⁸¹ dvs. i förebyggande syfte. Om vi antar att miljö kvaliteten beträffande en våtmark faktiskt i verkligheten motsvarar de krav som ställts, dvs. sådan inverkan eller effekt som skulle överskrida toleranspunkten inte uppdragas, fungerar ett rättsmedel som t.ex. miljö tillstånd med en förebyggande funktion. Tillståndsföreskrifternas främsta uppgift blir då att säkerställa att eventuell inverkan och effekt i våtmarken till följd av den tillståndspliktiga verksamheten inte leder till att toleranspunkten överskrids. Om däremot toleranspunkten trots föreskrifter överskrids, kunde miljö tillståndet fungera i en reparativ funktion. Tillståndsföreskrifter kunde, ifall myndigheter besitter nödvändig kompetens, ändras så att den totala inverkan och effekten av påverkan i miljö n i våtmarken återställdes till en nivå som åter igen skulle underskrida toleranspunkten.¹⁸² I förhållande till toleranspunkten kunde miljö tillståndet ha både en tryggande (eller förebyggande) och en återställande (eller reparativ) funktion.

Om toleranspunkten är dynamisk, dvs. om den tillåts variera på basis av fastslagna variabler, kommer iakttagelsen om att ett rättsmedel både kan beskrivas som preventivt och reparativt att vara problematisk. Detta gäller alltså rättsmedel som till synes har en komponent av både förebyggande och reparativ karaktär. Förändringar av toleranspunkten¹⁸³ skulle innebära att den förebyggande och reparativa funktionen av ett dylikt rättsmedel borde kunna variera automatiskt, dvs. utan någon intervention vad gäller själva rättsmedlet. Beträffande ett miljö tillstånd skulle detta betyda att t.ex. föreskrifter i ett tillstånd också borde

181 Se Hollo *Ympäristönsuojelu* 2001, s. 382–384 och Hollo *Ympäristönsuojelu- ja luonnon-suojelu* 2004, s. 150, där förändring av tillståndsvillkor behandlas som efterhandstillsyn.

182 En ändring av tillståndsvillkoren i efterhand kan naturligtvis väcka frågor och leda till problematik beträffande t.ex. verksamhetsutövarens legala förväntningar. Tillståndsproccessen kan ju ses som en form av konkretisering av allmänna normer i det enskilda fallet, som borde ske i rättsstatlig anda. Se Weinreich "Integration versus Flexibilisierung der umweltrechtlichen Zulassungsverfahren: Menü oder à la carte?" 1997, s. 953. Se även Hepola *Oikeusvoimaopin transformatio* 2005, särskilt s. 417–592, beträffande varaktigheten av miljö tillstånd.

183 En förändring av toleranspunkten är inte synonymt med en förändring i ett förhållande i miljö n, dvs. en inverkan eller effekt i miljö n. En förändring av toleranspunkten innebär att denna förflyttas åt endera hållet på den stigande skalan av intensifierad inverkan. Om själva toleranspunkten förändras innebär detta ju att den rättsliga behandlingen av olika inverkan och effekter i miljö n ändras, eftersom endast sådan inverkan eller effekt som överskrider (eller hotar att överskrida) toleranspunkten kan ha rättsföljder.

vara dynamiska och kopplade till eventuella förändringar av toleranspunkten. Om denna dynamik saknas hos ett rättsmedel som gör anspråk på att ha både en preventiv och en reparativ karaktär, så är ett dylikt rättsmedel endast till synes av en dual art. Om tillståndsföreskrifter endast ändras i efterhand genom ett skilt beslut för att ta itu med den numera, till följd av den förändrade toleranspunkten, excessiva immissionen har vi i princip endast att göra med ett reparativt bruk av miljötillstånd som rättsmedel.¹⁸⁴ Det är paradoxalt att en dynamisk toleranspunkt också skulle innebära att alla rättsmedel, som kan vara anknutna inte bara till förebyggande eller tryggnad men också till reparation eller återställande, beroende på förändringar av toleranspunkten, är både förebyggande och reparativa, dock endast på basis av sin brukliga funktion i det enskilda fallet. Därmed ter sig dikotomin mellan förebyggande och reparativa rättsmedel inte helt tillfredsställande beträffande en systematisering av rättsmedel.

Det är skäl att begrunda möjligheten att övergå till en mera funktionell klassificering av rättsmedel där funktionen i förhållande till toleranspunkten är avgörande för en systematisering av rättsmedel. Det skulle vara önskvärt att ett enskilt rättsmedel, om man har som avsikt att belysa dess förhållande till toleranspunkten, klassificerades eller systematiserades på ett sätt som skulle beskriva rättsmedlets funktion. Därmed blir det aktuellt att förfina vad som avses med funktionaliteten i detta hänseende och vad som egentligen är föremålet för funktionen. Nu är det särskilt viktigt att skilja mellan ett rättsmedels funktion i förhållande till en toleranspunkt och samma rättsmedels eventuella allmänna funktion eller kanske bättre uttryckt, dess funktion i förhållande till något annat än en toleranspunkt. Det är endast den först nämnda funktionen som är av större intresse inom ramen för denna forskning. Den sist nämnda funktionen kunde i korthet beskrivas som ett rättsmedel som endast aktualiseras i och med att toleranspunkten överskrids men som inte har något samband med att återställa förhållandet så att toleranspunkten inte längre överskreds. Ett sådant rättsmedel kunde beskrivas som ett rättsmedel med en passiv funktion. Ett dylikt rättsmedel aktiveras visserligen då toleranspunkten överskrids men när rättsmedlet aktiverats förlorar det sin anknytning till toleranspunkten. Exempelvis kan det konstateras att ett utdömt straff inte påverkar miljökvaliteten¹⁸⁵ och ett utdömt skadestånd behöver nödvändigtvis inte utnyttjas för att återställa miljökvaliteten till en nivå i enlighet med toleranspunkten.

En systematisering bör beakta de ovan nämnda funktionella karaktärsdragen. Att tala om aktiva och passiva rättsmedel är visserligen inte helt lyckat eftersom missförstånd kan uppstå då straff och skadestånd kan sägas aktiveras

¹⁸⁴ I praktiken torde ett dylikt automatiserat rättsmedel inte existera i dagens juridiska verktygslåda. Se Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 68 och 106–107, beträffande hans redogörelse över navigeringsregler och kravet på återkoppling.

¹⁸⁵ Självklart kan ett utdömt straff innebära att t.ex. en verksamhet upphör och att miljökvaliteten därmed återhämtar sig och återställs, men detta är mera en positiv biverkning, som dessutom inte nödvändigtvis alltid äger rum, än en direkt aktiv följd av straffet.

eller aktualiseras i och med att toleranspunkten överstigs, trots att de på grund av de ovannämnda grunderna trots allt är passiva. Hellre kunde man tala om proaktiva¹⁸⁶ rättsmedel, som direkt påverkar den faktiska miljökvaliteten och styr den in i en bana som formats av toleranspunkten, och, reaktiva rättsmedel, som nog reagerar på att toleranspunkten överskrids men endast indirekt påverkar miljökvaliteten. Gemensamt för alla rättsmedel, oberoende av vad de döpts till eller hur de systematiseras, är, att de måste vara kopplade till toleranspunkten. De kan endast fungera eller aktiveras ifall en excessiv immission, dvs. en inverkan eller effekt i miljön, antingen presumeras eller redan inträffat. Men, på grund av den funktionella aspektens betydelse i syfte att belysa olika rättsmedels roll, uppgift och tillämpning, är det skäl att använda en systematisering som bygger på rättsmedlets proaktiva eller reaktiva funktion. Eftersom det för denna forskning är av ett visst intresse att vid sidan om fastställandet av toleranspunkten även begrunda hur miljökvaliteten kan försäkras och tillgodoses, är det skäl att fästa uppmärksamheten inom denna forskning vid proaktiva rättsmedel. Därmed kommer rättsmedel att bli utanför behandlingen ifall dess samband med toleranspunkten saknar aktiva eller återställande element.

Ifall ett rättsmedel aktivt strävar efter att både påverka miljökvaliteten så att toleranspunkten inte överskrids och i sådana fall då den överskridits att återställa miljökvaliteten i enlighet med toleranspunkten, så bör rättsmedlet i fråga systematiseras som ett proaktivt rättsmedel. Om rättsmedlets funktion i sin tur är statiskt, dvs. det aktiveras de facto endast när toleranspunkten överskrids och saknar en direkt verkan på miljökvaliteten eller dess eventuella återställande i enlighet med toleranspunkten, så bör rättsmedlet systematiseras som ett reaktivt rättsmedel. Avgörande för systematiseringen är rättsmedlets funktionslogik. Så länge som intensitetsnivån hos en inverkan eller effekt överstiger toleranspunkten är det fråga om en excessiv immission. Endast när intensitetsnivån hos inverkan eller effekten sjunker under toleranspunkten eller om toleranspunkten själv förflyttas, i och med en ändring av den inrättande normen, så att den överensstämmer med intensitetsnivån hos inverkan eller effekten, går immissionen miste om sin excessiva natur. Med andra ord är det rättsmedlets uppgift, om man nu vill använda denna målinriktade term, att sänka intensitetsnivån vilket innebär att proaktiva rättsmedel vars syfte enligt definitionen direkt är att uppnå denna målsättning spelar en avsevärd roll i den rättsliga behandlingen av immissioner.

I den miljörättsliga diskursen har man också flitigt använt begreppet styrmedel. Vad som avses med ekonomiska styrmedel har tangerats redan i den tidigare behandlingen. Begreppet styrmedel kan användas i en vidare bemärkelse som ett begrepp som beskriver de medel som används för att uppnå ett visst fastslaget mål, t.ex. en god miljökvalitet. De använda medlen fungerar då som en

186 Ideell proaktivitet skulle innebära att vid en ovan skildrad ändring av toleranspunkten skulle det proaktiva rättsmedlet utan någon handling, t.ex. myndighetsbeslut, automatiskt rätta till sig enligt den korrigerade toleranspunkten. Detta förutsätts dock inte av ett rättsmedel för att dess funktionella karaktär i övrigt kunde benämnas som proaktivt.

styrningsmekanism i och med att de styr handlanden i en sådan riktning att det fastslagna målet uppfylls. Man kunde inom styrmedlen även utföra en distinktion mellan styrmedel, dvs. medel som på förhand styr handlanden så att målet upprätthålls, dvs. att den goda miljökvaliteten inte äventyras, och, tvångsmedel, dvs. medel som i efterhand framtvingar sådana handlanden som leder till att målet nås eller återställs då den goda miljökvaliteten redan äventyrats. En sådan systematisering skulle egentligen endast föra in en temporal aspekt i den redan introducerade systematiseringen i proaktiva och reaktiva rättsmedel. Inom ramen för denna forskning finns det ingen betungande orsak att införa en sådan systematisering även om den skulle vara möjlig.

3.2 ATT FASTSTÄLLA EN TOLERANSPUNKT

3.2.1 INVERKAN ELLER EFFEKTENS VÄSENTLIGHET

Ovan har det varit tal om toleranspunkten som ett verktyg med hjälp av vilket det är möjligt att avgöra när en inverkan eller effekt, dvs. en immission, är excessiv vilket i sin tur möjliggör en aktivering av till buds stående rättsmedel med därpå följande rättsliga följder för aktörer. All mänsklig verksamhet har i princip en inverkan på den fysiska miljön, men det är endast inverkan av en viss intensitet som aktiverar rättsmedel. Därmed är det klart att det fordras en viss grad av väsentlighet vad gäller inverkan eller effekten på den fysiska miljön. Frågan är bara hur detta krav på väsentlighet skall avgöras och tillämpas.

I konventionell grannelagsrätt har kravet på väsentlighet av immissionen inte förbigåtts i den juridiska diskursen alltsedan inverkan eller effekten av en immission ansågs vara den essentiella beståndsdelen för att avgöra den rättsliga behandlingen av en immission. Oväsentliga immissioner, vars intensitet är av en ringa grad, är tillåtna och därmed påkallas inga sanktioner mot den immitterande fastigheten i sådana fall.¹⁸⁷ Med tanke på den rättsliga behandlingen av immissioner är dock väsentlighetskravet till föga hjälp. Faktumet att man vet att en toleranspunkt bör existera ger i praktiken ingen större vägledning till hur väsentlighetströskeln skall fastställas i ett enskilt fall. För att kunna besvara denna fråga måste man kunna fastställa på vilka grunder man skall avgöra när en immission är väsentlig.

Väsentlighet är ett relativt begrepp. En viss inverkan eller effekt är väsentlig i jämförelse med en annan följd. Det finns ett behov av en måttstock med hjälp av vilken man kan jämföra olika följders grad av väsentlighet i förhållande till måttstocken. Därmed har det påpekats att en immission måste jämföras med en sedvanlig, och i viss bemärkelse objektiv, måttstock. Endast då man avgjort vad som är sedvanligt, vilket självfallet kan variera i olika trakter, kan man avgöra

187 Se t.ex. Dernburg *Pandekten* 1896, s. 474.

om en inverkans intensitet är excessiv. Väsentlighetskravet är således endast en extension av ett sedvanlighetskriterium, detta kriterium har i den grannelagsrättsliga diskursen kallats för ortsvanlighet.¹⁸⁸

3.2.2 INVERKANS ELLER EFFEKTENS ORTSVANLIGHET

Inverkan eller effekter i miljön kan vara allt från lokala till globala, dvs. de är mer eller mindre begränsade i ett geografiskt hänseende. I grannelagsrättsligt språkbruk har ortsvanlighet endast en lokal betydelse. Det sedvanliga eller ortsvanliga bruket av fastigheter varierar från område till område, vilket har betydelse för en immissions rättsliga klassificering enligt immissionens intensitet som ortsvanlig eller inte inom ifrågavarande område. På motsvarande sätt kan det påpekas att den normativa miljö kvaliteten varierar beroende på den ifrågavarande miljöns enskilda och särskilda egenskaper, i enlighet med det förhållande i miljön som klassificerats som normativ miljö kvalitet enligt miljö kvalitetsnormen. Även om logiken i ortsvanlighet är i det stora hela samma inom konventionell grannelagsrätt och nutida miljö rätt, så avviker den bakomliggande förklaringen eller motiveringen till att utnyttja ortsvanlighet som ett kriterium för att avgöra om en inverkan eller effekt i miljön är excessiv eller inte mellan grannelagsrätten och den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet.

Det är förhållanden mellan grannar samt immissioner över fastighetsgränsen som står i fokus för den grannelagsrättsliga diskursen. Därför är det förstående att grunden till måttstocken i den grannelagsrättsliga regleringen enligt vilken man kan avgöra huruvida toleranspunkten överstigits eller inte, dvs. huruvida en immission är ortsvanlig eller inte, är den reciprocitet eller ömsesidighet som är karakteristisk enbart för en icke-excessiv immission. Denna ömsesidighet kommer fram i den så kallade kompen sationssynpunkten, som innebär att den attackerade fastigheten inte har rättsmedel till sitt förfogande mot ortsvanliga immissioner eftersom den attackerade fastigheten kunde svara med att attackera den immiterande fastigheten med en motsvarande immission. Den attackerade fastigheten har möjlighet till kompen sation, vilket i detta sammanhang inte är synonymt med någon monetär ersättning, utan innebär att den attackerade fastigheten kan svara med samma mått, dvs. med en motsvarande immission.¹⁸⁹ Skyldigheten att tåla en ortsvanlig immission kompenseras med andra ord genom friheten att utnyttja sin egen fastighet och åstadkomma en motsvarande immission.¹⁹⁰

188 Se Jhering "Beschränkungen" 1863, s. 126. Ortsvanlighet är en översättning av det tyska begreppet Ortsüblichkeit, som dock inte utnyttjats av Jhering. Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 38–39 och 90. Se även Dernburg *Lehrbuch des Preussischen Privatrechts* 1879, s. 502, som påpekar att medelbara immissioner som överskrider "das gewöhnliche ortsübliche Maß" inte är tillåtna.

189 Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 91–93.

190 Se Jhering "Beschränkungen" 1863, s. 123 och Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 85–86.

Kompensationssynpunktens svaghet i en nutida miljörettslig kontext är att den inte kan fungera som motivering för eller förklaring till toleranspunkten beträffande den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet, eftersom den normativa miljökvaliteten inte är ett motsvarande tvåparts-, eller ens ett fåparts-förhållande, som förhållanden mellan grannar med skäl kan påstås vara.

Den rättsliga behandlingen av en immission beträffande normativ miljökvalitet är i en högre grad oberoende av fastighetsgränser eller förhållanden i äganderätt än en konventionell grannelagsrättslig fråga. Beträffande den normativa miljökvaliteten är det såväl teoretiskt som praktiskt taget absurt att påstå, att förklaringen till att ortsvanliga immissioner är tillåtna skulle kunna ligga i den påverkade miljöns frihet eller möjlighet att i motsvarande grad påverka förorsakarens rättssfär. Därmed kan kompensationssynpunkten inte ha någon liknande motsvarighet, i form av en grund för ortsvanlighetsprövningen, inom den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet.¹⁹¹ Delvis av denna orsak kan den normativa miljökvalitetens toleranspunkt inte vara lika överskådlig som den nära besläktade toleranspunkten inom den konventionella grannelagsrätten. Detta kommer särskilt väl fram då närmare uppmärksamhet fästs vid betydelsen av recipientens, eller den attackerade miljöns, särskilda känslighet för immissioner i fastställandet av toleranspunkten inom den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet. Av de ovannämnda skälen är dock förlusten av klarhet eller lätthanterbarhet oundviklig.

När bindningen mellan kompensationssynpunkten och ortsvanlighetsbedömningen bryts som en följd av de ovan anförda grunderna, så finns det en risk för att toleranspunkten, som kan sägas vara en produkt av ortsvanlighetsbedömningen, kommer att stå utan något egentligt fotfäste. Rättskipningsorgan och myndigheter skulle med andra ord sakna en slutlig referenspunkt eller måttstock för att kunna fastställa toleranspunkten. Därmed behövs det ett element med en något motsvarande funktion som kompensationssynpunkten. Denna funktion beträffande teorin om normativ miljökvalitet utförs av den inrättande normen. I samband med kvalificeringen av en viss miljökvalitet som normativ, kvalificeras även den inverkan och de effekter som är avgörande inom teorin om normativ miljökvalitet.

191 Se även Kleindienst *Der privatrechtliche Immissionsschutz nach § 906 BGB 1964*, s. 7–9, 25–27 och 55–56, som påpekar att en tillämpning av kompensationssynpunkten inte leder till godtagbara resultat särskilt då intensiv industriell verksamhet kan leda till oskäligen följder för grannar.

3.2.3 BETYDELSEN AV ORTENS ELLER RECIPIENTENS SÄRSKILDA KÄNSLIGHET

I den mera konventionella grannelagsrätten innebär ortsvanlighetskriteriet att en, i förhållande till det genomsnittliga måttet, särskilt känslig fastighet på en ort inte kan åtnjuta ett mera långtgående skydd mot ortsvanliga immissioner från en grannfastighet. I grund och botten har detta ansetts bero på kompensations-synpunkten. Särskild känslighet hos t.ex. innehavaren av den attackerade fastigheten, dvs. recipienten, skall inte belasta immittenten i dennas verksamhet eller beteende.¹⁹² Dock har man varit beredd att skilja mellan fastighetens innehavares och själva fastighetens särskilda känslighet. Den först nämnda, dvs. innehavarens särskilda eller subjektiva känslighet, har inte ansetts ge upphov till en strängare rättslig behandling av en i övrigt ortsvanlig immission. Däremot har man ansett att själva fastighetens särskilda känslighet kunde tas i betraktande då en immissions rättsliga behandling begrundas. En fastighets eventuella särskilda känslighet borde i sådana fall avgöras på basis av fastighetens användningsändamål.¹⁹³

Fastighetens användningsändamål som en avgörande grund för att förhindra en i sig ortsvanlig immission kunde ifrågasättas inom konventionell grannelagsrätt, i alla fall så länge som begreppet ortsvanlighet inte ges en något annorlunda innebörd till skillnad från den som tidigare anförts. Endast genom att, om inte helt och hållet eller direkt tillbakavisa, så åtminstone ifrågasätta, kompensations-synpunkten som den primära grunden för att avgöra en immissions ortsvanlighet kunde den attackerade fastighetens särskilda känslighet tillmätas betydelse även i den konventionella grannelagsrätten. En uppriktig tillämpning av kompensations-synpunkten skulle nämligen innebära att en immission bedöms som ortsvanlig eftersom den attackerade fastigheten kunde kompensera immissionen med en motsvarande immission. Faktumet att den särskilt känsliga fastigheten belastas i högre grad av den motsvarande, men ortsvanliga, immissionen borde därmed inte tillmätas betydelse. Vad gäller behandlingen av immissioner inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet skulle möjligheten att beakta en attackerad fastighets särskilda känslighet utgöra en välkommen öppning i och uppluckring av ett ortsvanlighetsbegrepp som i det stora hela grundats på och motiverats med kompensations-synpunkten, som i sin tur inte är direkt användbar vad gäller den rättsliga behandlingen av immissioner inom teorin om normativ miljö kvalitet.

192 Se Werenberg "Ueber die Collision" 1863, s. 51–52, som endast skulle godta att eventuell särskild känslighet hos den attackerade fastigheten eller recipienten tillmättes betydelse om immittenten handlat chikaniöst. Se även Dernburg *Pandekten* 1896, s. 473 och Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 98–102.

193 Se Sainio *Elinkeinotoiminnan harjoittamisesta johtuvat suhteet naapureihin* 1929, s. 92–94. Sainio avvisar dock skarpt ett utnyttjande av den attackerade fastighetens besittares subjektiva måttstock för att avgöra om en immission är ortsvanlig eller inte. Han godtar endast att man i vissa fall kan ge betydelse åt den attackerade fastighetens särskilda känslighet som är beroende av fastighetens användningsändamål.

Det är skäl att påpeka att man även i den mera konventionella grannelagsrättsliga diskursen godtagit att särskild känslighet hos en attackerad fastighet kunde beaktas på ett utförligare sätt. Detta kunde dock i regel endast ske genom offentlig- eller politirättslig reglering. Detta är alltså fallet om man har som avsikt att bevara den av kompensationssynpunkten fastställda sedvanlighetsmåttstocken som grund för avgörandet av ortsvanligheten. Beaktandet av den offentligrättsliga synpunkten eller politisynpunkten innebär att politifarliga immissioner, dvs. främst sådana immissioner vars intensitet är hälsofarlig, trots att de klarade ortsvanlighetskriteriet ändå skulle vara förbjudna. Intrång i den för övrigt orubbade funktionen av kompensationssynpunkten och den därpå följande ortsvanligheten, såsom den ovan skildrats vad beträffar den rättsliga behandlingen av immissioner, kunde göras med hänsyn till den allmänna eller offentliga nyttan.¹⁹⁴ Med andra ord innebär detta att särskild känslighet hos den attackerade fastigheten och dess implikationer borde i en konventionell grannelagsrättslig kontext enligt huvudregeln behandlas och avgöras genom offentligrättslig reglering.¹⁹⁵

Det kan här vara påkallat att ta ett steg in i ett bredare immissionsrättsligt perspektiv för att kunna begrunda den särskilda känslighetens eventuella betydelse för den rättsliga behandlingen av immissioner. En sådan utvidgning av perspektivet erhålls genom att begrunda lösningsmodeller av motsvarande rättsliga frågor inom vattenrätt.¹⁹⁶ Traditionellt har den konventionella grannelagsrätten, främst av systematiska skäl, separerats från vattenrätten.¹⁹⁷ Detta innebär dock inte att vattenrätt och grannelagsrätt inte skulle ha ett nära samband med varandra¹⁹⁸ eller att man ur vattenrättens och grannelagsrättens respektive rättsliga påbud och förbud inte skulle kunna abstrahera eller härleda gemensamma generella

194 Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 102–103.

195 Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 99–101. Ett särskilt känsligt användningsändamål av en fastighet kan enligt Ljungman skyddas mot i övrigt ortsvanliga immissioner genom föreskrifter om byggande eller bestämmelser om styrning och planering av markanvändning.

196 Beträffande vattenrätt kommer jag i detta sammanhang att begränsa behandlingen till nationell vattenrätt, främst på grund av att någon motsvarande gränsöverskridande juridisk diskurs, som uppdagats i samband med grannelagsrätt, inte torde existera i en vattenrättslig kontext. Det är dock skäl att påpeka att de grannelagsrättsliga tankegångarna nog kunde tillämpas på fastigheter som bestod av vattenområden, särskilt i de fall då den nationella rättsordningen godtog privat äganderätt till vattenområden. Se även Pietilä *Vesioikeus* 1973, s. 1–2, som påpekar att äganderätt till vattenområden aningen paradoxalt egentligen står närmare jordrätt än vattenrätt.

197 Se t.ex. Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 63–66 och Kuusiniemi *Ympäristönsuojelu ja immissioajattelu* 1992, s. 8–9 och 35. Se även Hollo *Ympäristönsuojeluvoikeus* 2001, s. 32, som påpekar att man i Finland av lagstiftningstekniska skäl skilt åt grannelagsrätt och vattenrätt. Beträffande en redogörelse över vattenrättens historiska rötter som självständigt rättsgebit och hur dessa påverkat den tyska kodifikationen i slutet av 1800-talet och hur detta fortfarande sätter sin prägel på bl.a. fördelningen mellan federal och delstatlig kompetens, se Gieseke "Wasserrecht und Wasserwirtschaft" 1964, s. 1–21. Se även Frenz – Sieben "Das Verhältnis von Bodenschutz- und Wasserrecht" 2001, s. 154–156.

198 Se NJMF 1878, s. 123, där Aschehoug hänvisar till den existerande växelverkan mellan grannelagsrätt, vattenrätt och expropriationsrätt.

regler, principer eller tankegångar.¹⁹⁹ Beträffande vattenrätt kan man nämligen omedelbart konstatera att utnyttjandet av ett vattenområde eller andra åtgärder²⁰⁰ som kunde leda till en ändring av vattenområdets naturliga läge, begränsas av en gällande allmän princip om att ett vattendrags naturliga läge bör bibehållas.²⁰¹ Detta är dock inte synonymt med ett absolut förbud att vidta några som helst för åtgärder som påverkar ett vattendrags naturliga läge. Endast om åtgärden också leder till men, skada eller olägenhet är den av en sådan excessiv intensitet att den kan förebrås på en rättslig väg. Att förorsaka obetydlig inverkan eller effekt är inte förbjudet.²⁰²

Den konventionella grannelagsrättens utgångspunkt såsom den identifierats ovan, dvs. inverkan och effekten av en immission på grannfastigheten som avgörande grund för en immissions rättsliga behandling, är användbar och avgörande även för den rättsliga behandlingen av olika ingrepp i vattenmiljön. Eftersom det prima facie går att identifiera motsvarande utgångspunkt, dvs. betydelsen av inverkan eller effekten av en åtgärd, som avgörande då det bedöms vilka åtgärder som är tillåtna respektive förbjudna, så finns det ingen teoretisk eller principiell orsak att skylla den vattenrättsliga doktrinen blott på grund av rättssystematiska eller lagstiftningstekniska orsaker. Det är nämligen skäl att påpeka att en av de grundläggande och bärande tankarna i denna forskning är en generalisering av den rättsliga behandlingen av inverkan eller effekter som påverkar kvaliteten av miljön, oberoende om det är fråga om vatten, mark, luft eller andra element av den fysiska miljön.²⁰³

3.2.4 DET NATURLIGA LÄGET – ETT MILJÖPERSPEKTIV?

Om det inom vattenrätt är elementärt att utgångspunkten för tillåtligheten av ett utnyttjande eller en åtgärd är dess konsekvenser för ett vattenområdes naturliga läge, så är det av yttersta vikt att forska i hur detta naturliga läge fastställs. På grundval av vilka förutsättningar görs bedömningen om vad som utgör ett vatten-

199 Hollo påpekar att vattenlagens (264/1961) förbudsnormer (*vesilain yleiskiellet*) är likartade med det grannelagsrättsliga immissionsförbudet. Se Hollo *Pilaamiskiellon sisäلتö vesilain mukaan* 1976, s. 86. Se även Schulte "Grundwasser und Nachbarrecht" 1979, s. 133–137, beträffande kontaktytor mellan grannelagsrätt och vattenrätt.

200 Sådana andra åtgärder kunde t.ex. vara utsläpp av ämnen i vatten.

201 Se Haataja *Vesioikeus II* 1955, s. 24–25 och 34–35.

202 Se Haataja *Jord- och vattenrätten* 1947, s. 141–143, där han kommenterar 1:2 och 1:24 VRL (31/1902) i ljuset av "principen om bibehållande av vattendrags naturliga läge". Avgörande för bedömningen är den faktiskt förorsakade följden, dvs. att vattendragets naturliga läge förändrats. Detta innebär att en åtgärd med förbjudna följder är förbjuden oberoende av var själva åtgärden äger rum. Beträffande 1:2 VRL (31/1902), se Haataja *Maa- ja vesioikeudellisia tutkielmia* 1943, s. 187.

203 Klimatförändring är ett exempel på ett fenomen vars konsekvenser inte är kända i detalj men trots detta är det ganska säkert att dessa konsekvenser kommer att vara såpass omfattande att de säkerligen inte kommer att kunna placeras nätt och prydligt som endast en konsekvens för ett visst medium.

drags naturliga läge och av vilken intensitet bör en följd vara för att en förbjuden förändring anses äga rum? Beträffande förändringar i vattnets naturliga läge bör det beaktas att kvaliteten av vatten, inbegripet dess kemiska konsistens, i högsta grad kan vara beroende av naturliga fenomen. Ett större vattendrag fungerar som recipient²⁰⁴ till vatten som strömmar in från övriga vattendrag och vatten som överförs via marken till ett vattendrag. Tillförsel av ämnen i vattendrag som sker på en naturlig väg påverkar vad som bör anses vara det naturliga läget hos recipienten.²⁰⁵

Intressant med tanke på denna forskning är att de särskilda egenskaperna hos den vattenmiljö där följderna uppstår bör tas i betraktande. Detta följer av att bedömningen av men eller olägenhet, som utgör nödvändiga förutsättningar för att en förändring i vattnets naturliga läge skall kunna anses vara förbjuden, görs utgående från recipientens (eller den attackerade miljöns) särskilda egenskaper.²⁰⁶ Bedömningen av konsekvensernas intensitet görs utgående från recipientens förmåga att motta och omhänderta den påverkan som recipienten utsätts för. När intensiteten blir för hög nås en punkt (jmf. med toleranspunkten) då en förändring i ett vattendrag får följder som innebär att vattendraget blir oanvändbart för t.ex. fiske eller allmänt bruk.²⁰⁷ Denna punkt avgörs på grundval av recipientens förmåga att omhänderta och handskas med den utsatta påverkan eller, uttryckt med andra ord, recipientens förmåga att dämpa påverkans följder. Att fastställa denna punkt, där den nyss nämnda förmågan överbelastats, kan inte vara beroende av det ortsvanliga bruket av fastigheter inom ett område utan torde i sista hand endast kunna göras på basis av de särskilda förhållandena i vattendraget samt den individuella förmågan och karaktären hos vattendraget, dvs. recipienten i det enskilda fallet.

Förutsättningen för att en åtgärd skall anses vara förbjuden är att förändringen av vattnets naturliga läge leder till en oacceptabel följd. Obetydliga förändringar saknar rättslig relevans. Funktionen av recipientprincipen beträffande när rättsmedel aktiveras är i enlighet med det immissionsrättsliga tänkandet som ovan begrundats. Det är inverkan eller effekter hos recipienten som är avgörande

204 Begreppet recipient är mångfacetterat och avser bl.a. mottagare, föremål för utsläpp eller ett område som utsätts för effekter. Se Hollo "Resipienttiperiaate" 1993, s. 3.

205 Se Haataja *Vesioikeus II* 1955, s. 34–35, som även anser att ämnen som tillförts i vattendraget från hushåll, jordbruk, markanvändning och annat vardagligt bruk räknas med då man avgör vad som är ett vattendrags naturliga läge.

206 Se Haataja *Vesioikeus II* 1955, s. 30–31, som ger som exempel på men eller olägenhet att ett förmånligt fiskeställe (edullinen kalapaikka) försämras eller att tillväxten hos trädbeståndet på en strandäng försämras till följd av förändringar i vattenståndet. Särskilt vad gäller det förmånliga fiskestället skulle inte ortsvanlighetskriteriet enligt konventionell grannelagsrätt kunna uppfyllas beträffande ett eventuellt immissionsförbud om inte det goda fiskestället ansågs vara ortsvanligt. Eftersom "förmånlig" är ett relativt uttryck och "ställe" torde syfta till ett något mera begränsat område än "ort" kunde det med fog påstås att så inte är fallet.

207 Haataja *Vesioikeus II* 1955, s. 35–36. Recipientprincipen innebär inte att naturen eller miljön skulle bevaras i ett orört eller i jungfruligt tillstånd. Principen tillåter en viss inverkan eller effekt som förorsakats av människans växelverkan med den fysiska miljön. Se Hollo "Resipienttiperiaate" 1993, s. 21–22.

för den rättsliga behandlingen av sådana följder.²⁰⁸ Vilka följder som är oacceptabla på grund av deras intensitetsnivå torde inte tolkas i snävare bemärkelse än vad som avses med olägenhet i den konventionella grannelagsrätten. Därmed skulle t.ex. inte direkt sakskada förutsättas, utan t.ex. minskat egendomsvärde kunde uppfylla kravet på en tillräckligt intensiv olägenhet.²⁰⁹ Följden av detta är att den vattenrättsliga doktrinen i själva verket ligger mycket nära den konventionella grannelagsrättsliga doktrinen. Det förutsätts att förändringens intensitet jämförs eller bedöms enligt en måttstock där en motsvarande toleranspunkt, dvs. en punkt där följderna är av en viss intensitet, anger när en excessiv immission ägt rum. Det allmänna rättesnöret i detta hänseende är att en förändring av vattnets eller vattendragets naturliga tillstånd, i princip oberoende av hur förändringen åstadkommits,²¹⁰ är förbjuden.²¹¹

Hur toleranspunkten enligt en bedömning som baserar sig på recipientprincipen i sista hand skall avgöras är följande fråga. Eftersom en motsvarande på kompensationssynpunkten baserad ortsvanlighetsbedömning inte kan utnyttjas, förutsätts en användning av en måttstock som konstruerats på en annan grund. Trots att recipientens särskilda egenskaper beaktas är det skäl att påpeka att en bedömning görs på objektiva eller allmänna grunder, vars ursprung går att härleda ur vattenmiljöns naturliga tillstånd. Detta innebär att mer eller mindre enskilda eller subjektiva intressen hos t.ex. en strandägare inte beaktas om dessa krav överstiger de krav som kan ställas enligt den fastställda toleranspunkten.²¹² Situationen är motsvarande som inom konventionell grannelagsrätt där den attackerade fastighetens ägare inte med framgång kan åberopa sin egen personliga känslighet mot en i övrigt ortsvanlig immission. Beträffande recipienten

208 Se Hollo *Pilaamiskiellon sisältö vesilain mukaan* 1976, s. 141–143, där han påpekar att tillståndsplikt i recipientprincipens anda inte bör avgöras på basis av en verksamhets natur eller karaktär, dvs. hur en inverkan eller effekt uppstår, utan på basis av den inverkan eller effekt som denna verksamhet har.

209 Jämför dock med Haataja *Vesioikeus II* 1955, s. 41–42, som, när han tolkar 1:24 VRL (31/1902), är av den åsikten att man med begreppet ”annan skada” (muuta vahinkoa) endast kan avse ekonomisk skada, vilket visserligen innehållsmässigt torde ligga mycket nära begreppet olägenhet, åtminstone i ljuset av ett rättsfall i Norges HD (30.11.1900) som Haataja refererar där en verksamhetsutövare förpliktades att vidta sådana åtgärder att av honom förorsakad lukt och stank i vattnet avskaffades. Se även Hollo *Pilaamiskiellon sisältö vesilain mukaan* 1976, s. 527, som påpekar att recipientprincipens innehåll förutsätter att alla olägenheter, dock endast sådana med juridisk relevans (juridisesti merkityksellinen), bör beaktas.

210 Förändringen kan ske genom strukturella ändringar, t.ex. byggande i vattendrag, eller genom utsläpp som antingen direkt eller indirekt förs in i eller hamnar i vattnet.

211 Endast ifall en ägare till ett vattenområde själv uteslutande förorenar sitt eget vattenområde som inte har någon kontakt med övrigt vatten utanför förorenarens ifrågavarande vattenområde, så skulle föroreningsförbudet inte gälla. Se Haataja *Vesioikeus II* 1955, s. 45. Jämför dock med Hollo *Pilaamiskiellon sisältö vesilain mukaan* 1976, s. 54. På motsvarande sätt skulle inte heller immissionsförbudet inom konventionell grannelagsrätt enligt huvudregeln sträcka sig till immissioner som uteslutande begränsade sig till immittentens område. Visserligen kan man hålla i minnet de begränsningar i detta hänseende som ett eventuellt allmänt intresse främst i form av politirättsliga föreskrifter kunde leda till.

212 Se Hollo ”Resipienttiperiaate” 1993, s. 21–22.

inom vattenrätt bör känsligheten avgöras enligt en objektiv måttstock. Till skillnad från läget inom konventionell grannelagsrätt ingår dock i denna objektiva måttstock själva recipientens, dvs. i detta fall vattenmiljöns, särskilda känslighet.

En brytning med den konventionella grannelagsrätten med dess privaträttsliga prägel har sina följder. Eftersom kompensationsynpunkten måste överges som den primära grunden för fastställandet av ortsvanligheten måste ett annat kriterium för ortsvanlighetens fastställande framläggas. Denna utväg materialiseras i miljökvalitetsnormen och den särskilda känslighet, som normen eventuellt föreskriver om och som direkt påverkar svaret till hur ortsvanligheten bör avgöras. En förändring av den föreskrivna normativa miljökvaliteten, som kan ske t.ex. lagstiftningsväg, skulle samtidigt innebära en förändring i de kriterier som ligger till grund för en ortsvanlighetsbedömning. Detta leder till att ortsvanlighetens karaktär förändras drastiskt. Ortsvanligheten kommer med andra ord inte bara att vara dynamisk i den meningen att förändringar i t.ex. koncentrationen av verksamheter inom ett område kommer att ändra på vilka immissioner som bedöms vara ortsvanliga. Dynamiken påverkas även av miljökvalitetsnormer. Ortsvanligheten skulle förändras från en måttstock som beräknade sedvanligheten av immissionen genom att beakta både sedvanligheten av den immitterande verksamheten och sedvanligheten av inverkan eller effekten på den attackerade fastigheten till en måttstock där i huvudsak endast sedvanligheten av immissionens inverkan eller effekt beaktas.

För att recipientprincipen skall kunna vara operativ och för att den skall kunna vara tillämplig i ett större antal fall förutsätts också i regel, att principen operationaliseras genom normer beträffande förutsatt kvalitet hos miljön.²¹³ Detta tilläggskrav vad gäller operationalisering uppfylls av den normativa miljökvaliteten som anger, mer eller mindre explicit eller konkret, vilken inverkan eller effekt i miljön som är godtagbar. Frågan är om inte ortsvanlighet som ett språkligt uttryck, i och med denna precision i det immissionsrättsliga tänkandet beträffande fastställandet av toleranspunkten genom att beakta den påverkade miljöns känslighet, förlorat en avsevärd del av sin terminologiska klarhet. Eftersom det inte längre skulle vara vanligheten, eller sedvanligheten, i sig som är avgörande för den rättsliga behandlingen av immissioner utan känsligheten hos recipienten, så torde det vara försvarligt att i fortsättningen utnyttja begreppet ortskänslighet i stället inom kontexten av den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet.

3.2.5 BETYDELSEN AV ORTSKÄNSLIGHET FÖR FASTSTÄLLANDET AV TOLERANSPUNKTEN

Ovan har redogjorts över de grunder varför ortsvanlighet, som begrepp, inte skulle vara helt tillfredsställande för en rättslig systematisering och behandling av immissioner inom ramen för den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet.

213 Hollo "Resipienttiperiaate" 1993, s. 21–22.

Kompensationssynpunkten är en grundläggande förklaring för ortsvanligheten men kompensationssynpunkten kan inte fungera som en motsvarande generell måttstock för den rättsliga behandlingen inom normativ miljökvalitet. Ortsvanligheten, åtminstone i snäv bemärkelse, är också bristfällig eftersom man med hjälp av den inte friktionsfritt kan beakta eventuell särskild känslighet hos den attackerade miljön. Ifall ett dylikt hänsynstagande skulle godtas, så har man tagit ett steg som är främmande för kompensationssynpunkten. Ortsvanlighet, i den form och med det innehåll som den utnyttjats i konventionell grannelagsrättslig diskurs, lider av en brist i att den i sista hand, strängt taget, inte uppfyller det centrala kravet på att det avgörande kriteriet för en immissions rättsliga behandling borde vara den inverkan eller effekt som immissionen har i miljön. Påverkan som riktar sig till en känslig miljö bör kunna beaktas trots att immissionen i fråga skulle vara ortsvanlig enligt de kriterier som ortens sedvanlighet och kompensations-synpunkten gett vid handen.

För att ortskänslighet i sin tur skall kunna fungera som det avgörande kriteriet för att fastställa toleranspunkten måste en förskjutning i favör för den påverkade miljön, dvs. recipienten, göras. Detta är i sig inte en drastisk manöver, eftersom det redan konstaterats att avgörande för en immissions rättsliga behandling inte är hur immissionen uppkommit eller uppstått utan vilka dess faktiska följder är. Den särskilda känsligheten som är karakteristisk för ortskänsligheten får dock inte uteslutande vara föremål för den enskildas fria skön eller uppstå till följd av dennas handlingar. Med andra ord bör ortskänsligheten åtnjuta rättsligt institutionellt stöd, eller, för att utnyttja det för denna forskning familjära begreppet, vara föreskriven genom en miljökvalitetsnorm.

I stället för att utnyttja begreppet ortsvanlighet i en mera omfattande betydelse är det ändamålsenligare att utnyttja begreppet ortskänslighet då man i fortsättningen syftar till det avgörande kriteriet för att fastställa toleranströskeln beträffande normativ miljökvalitet. Enligt författaren beskriver begreppet bättre vikten av den attackerade miljöns egenskaper, däribland särskilda känslighet, som avgörande indicium för hur toleranströskeln bör bestämmas. Ortsvanlighet kan fortfarande fungera som en hjälpapparat för att fastställa ortskänsligheten, men endast med en underordnad betydelse och funktion. I konkreta fall där den attackerade miljön inte befinnes ha några särskilda egenskaper, dvs. en särskild känslighet till i övrigt ortsvanlig eller sedvanlig inverkan, kommer i princip ortsvanlighet fortfarande att fungera som den avgörande måttstocken och då kunde även kompensationssynpunkten vara användbar. Eftersom ortsvanlighet förlorat sin självständiga eller avgörande roll är det skäl att även i sådana fall tala om ortskänslighet då man avser den måttstock som immissioner jämförs mot och med hjälp av vilken toleranströskeln avgörs. I praktiken kommer dock ortskänsligheten i ett fall där ingen särskild känslighet existerar att avgöras på något sånär motsvarande grunder som ortsvanligheten.

4 ÅTERBLICK OCH REFLEXION

Framställningen har hittills varit tudelad. Först redogjordes för de mera teoretiska och rättsvetenskapliga utgångspunkterna för denna forskning. Samtidigt begrundades dock redan hur den rättsliga behandlingen av miljö kvalitet kunde fungera på ett teoretiskt och funktionellt plan. Det konstaterades att miljö kvalitet kan behandlas som ett institutionaliserat och rättsligt fenomen. I samband härmed höll man fast vid en tudelning där en skillnad görs mellan, å ena sidan, institutionella fakta och, å andra sidan, råa fakta. Denna tudelning är ytterst användbar eftersom miljö kvalitet självklart även är ett verkligt fenomen som kan betraktas eller beskrivas med hjälp av naturvetenskapliga fakta. För en rättslig behandling är dessa fakta dock inte i sig tillräckliga. Något måste så att säga förrättsliga ett rätt faktum, såsom en viss kvalitativ aspekt i miljön, för att en rättsvetenskaplig forskning skall kunna ha ett meningsfullt objekt att forska i. Detta något är den institutionaliserande verkan som normativ miljö kvalitet i form av miljö kvalitetsnormen har. Miljö kvalitetsnormen, närmare sagt dess inrättande komponent, identifierar och kvalificerar en viss aspekt av miljö kvalitet som normativ. Den relevanta aspekten av miljö kvalitet utgörs av ett förrättsligande av människans förhållande till miljön. Man tar därmed på ett rättsligt plan ställning till hurdana förhållanden, funktioner, följder eller med andra ord inverkan eller effekter i miljön, som alltså på sätt eller annat kan beskrivas med hjälp av materiella fakta, som är relevanta ur ett rättsligt perspektiv. Samtidigt föreskriver miljö kvalitetsnormen, närmare sagt dess följdkomponent, de rättsliga följder som, till följd av till buds stående rättsmedel, finns till hands då normen kränkts.

I den fortsatta skildringen följde en redogörelse över den rättsliga behandlingen av ett känt och genomgången rättsligt fenomen som döpts till immissioner. Det kunde i sin korthet konstateras att denna rättsliga behandling går ut på att, för det första, identifiera en inverkan eller effekt i omgivningen eller miljön. För det andra, avgörs vilken intensitetsnivå den ifrågavarande inverkan eller effekten skall ha för att rättsmedel skall stå till buds och att denna immission därmed blir rättsligt relevant. I princip förhåller den rättsliga behandlingen av immissioner sig neutralt till hur inverkan eller effekten uppkommit. Vad som är relevant är endast att utforska och fastställa huruvida intensitetsnivån överstiger det tillåtna. Dock bör här konstateras att man i den äldre immissionsrättsliga diskursen naturligtvis av praktiska skäl endast tog vara på sådan inverkan eller effekt som förorsakats från grannfastigheten och som mer eller mindre förorsakats av grannen, motsvarande begränsning existerar inte inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet.

Den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet är till sin funktion och logik i stort sätt jämförbar med det immissionsrättsliga tänkandet såsom det presenterats i denna forskning. För bägge är det en inverkan eller effekt som äger

rum i miljön som är essentiell i ett rättsligt hänseende.²¹⁴ Beträffande bägge bör man fastställa en viss nivå av inverkan eller effekt där en gräns bör dras, vilket innebär att överstigande intensitet av inverkan eller effekt är excessiv och otillåten.²¹⁵ Denna punkt eller gräns är den ovan behandlade toleranspunkten. Såsom för konventionell grannelagsrätt är det även för nutida miljö rätt av yttersta vikt att undersöka var denna toleranspunkt ligger, hur den fastställs samt vilka faktorer som är relevanta för att beskriva den. Den toleranströskel som är relevant inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet är till sin funktionslogik nära besläktad med toleranspunkten inom grannelagsrättslig reglering. Däremot är det skäl att understryka att toleranströskeln inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet till sitt innehåll till en avsevärd grad skiljer sig från sin grannelagsrättsliga kusin. Därmed är det på sitt sätt motiverat att i fortsättningen i denna forskning utnyttja ett annat begrepp, även om risken till sammanblandning torde vara ringa. Det är av yttersta vikt att inse, att inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet är det erkänt att den relevanta faktorn är den institutionaliserade aspekten av en viss kvalitativ företeelse inom miljön. Denna företeelse kan sedan i sin tur utgöras av så gott som vilket förhållande som helst, så länge som detta förhållande kan beskrivas med hjälp av materiella fakta. Det finns ingen orsak eller ens möjlighet att utföra någon avgränsning i detta hänseende. Eftersom miljön eller naturen i sig inte är statisk, utan genomgår en

214 Här märks den eventuella praktiska svagheten hos den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Eftersom man i den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet tar en viss omständighet i miljön, eller en inverkan eller effekt i miljön, som utgångspunkt, vilket enligt argumentationen som tidigare förts även är den logiska utgångspunkten, så kommer normativ miljö kvalitet att förhålla sig i princip neutralt till allt förutom excessiva immissioner, dvs. inverkan eller effekter vars intensitet överstiger eller hotar att överstiga en fastställd toleranströskel. Det spelar alltså ingen roll vad som äger rum beträffande mänsklig verksamhet så länge som toleranströskeln inte överstigs. Därmed kan det behövas ytterligare reglering för att undvika ett extremfall där en enskild verksamhetsutövare kunde så att säga expropriera möjligheten att förorsaka inverkan och effekter i miljön ända upp till toleranströskeln och på så sätt förhindra en annan verksamhetsutövare från att bedriva någon verksamhet som skulle ha en hur obetydlig påverkan som helst. Denna i sig obetydliga påverkan skulle ju ha som följd att toleranströskeln överstegs, vilket skulle innebära en kränkning av normativ miljö kvalitet. Se även Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 150–153, som lagt märke till problemet. I ett dylikt fall krävs det antingen en omdistribution av fördelningen av förorsakad inverkan eller effekt mellan varje enskild verksamhet eller en begränsning på förhand av den intensitet av inverkan eller effekt i miljön som den första verksamhetsutövaren tillåts utöva i förhållande till miljön. En kombination av bägge två skulle givetvis även vara möjlig. Detta fenomen illustrerar väl funktionen av den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet som är bunden till toleranströskeln. Denna funktion förklarar även varför teorin i allmänhet förhåller sig neutralt, om inte till och med likgiltigt, till en distribution av enskilda rättigheter, välfärd eller förmögenhet.

215 Beaktas bör att man inom denna forskning ofta använder uttrycken inverkan eller effekt, men att dessa begrepp på inget sätt exklusivt hänvisar till någon inverkan eller effekt som skulle vara helt eller delvis förorsakad av människan. Med inverkan eller effekt avses helt enkelt vilken omständighet i miljön som helst, oberoende av om någon konkret händelse ägt rum eller ifall man på basis av någon form av kunskap kan anta att en viss händelse, utan att ens känna till vilken denna händelse är, eventuellt kunde äga rum.

ständig förändring är det ur ett språkligt hänseende befogat att utnyttja begreppet toleranströskel. När en viss buffert eller tröskel överskrids beträffande något institutionaliserat förhållande i miljön aktiveras så att säga rättsordningen, detta utgörs av den inverkan eller effekt som det varit tal om tidigare.²¹⁶ Fokus i denna forskning kommer att ligga i att undersöka och analysera hur och varför vissa råa eller materiella fakta identifieras och kvalificeras, samt hur följden av detta blir att placeringen av toleranströskeln fastställs. En redogörelse för hur rättsordningen tillställer och tillhandahåller rättsmedel för att förverkliga skyddet av miljön eller det eventuella målet om förbättring av miljön i enlighet med den fastställda toleranströskeln kommer att ligga i bakgrunden på grund av forsknings-ekonomiska skäl.

216 Eftersom människan är en del av miljön och hon alltid kommer att påverka miljön på sätt eller annat är det relativt naturligt att utnyttja ordet tolerans, i en eller annan form, då man beskriver ett rättsligt institutionaliserat förhållande där man ur en rättslig synpunkt inte längre accepterar en viss omständighet i miljön. Denna omständighet behöver däremot inte på något sätt härstamma från människan, utan kan i sin helhet vara helt oberoende av människan och hennes aktiva eller passiva agerande. Detta innebär även att komplexa miljöproblem som man stött på inom nutida miljö rätt mycket väl passar in i den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, vilket däremot knappast kunde påstås vad gäller konventionell privaträttslig grannelags rätt. Miljö kvalitet är dock inte i sig ett nytt koncept eller föremål för en rättslig reglering. Den historiska traditionen som går att finna i grannelags rätten är som sagt anse nlig. Även påståendet om att perspektivet i sin helhet skulle ha ändrats i dagens miljö rätt till följd av ett skifte från privaträttslig grannelags rätt till mera offentligrättslig miljö rätt är inte helt korrekt med beaktande av den politirättsliga regleringen. Faktum är dock att tyngdpunkten har legat i den privaträttsliga sfären och syftet har varit att reglera förhållanden mellan grannar eller att avgöra tvister där intressena hos fastighetsägare kolliderat. Privaträttsliga aspekter är dock långt ifrån döda i dagens läge. Det har regleringen om miljö skador tagit hand om. Medan privaträtten kunde påstås skydda en individs rättigheter som sådana, t.ex. mot förorening som minskar värdet av hans egendom eller som skadar honom på sätt eller annat, så skiftar objektet för skydd inom reglering med offentligrättslig prägel från den individuella sfären till ett skydd av miljön i allmänhet med fokus på helhetskonsekvenser i miljön. Det är dock evident att skydd av miljön på det allmänna planet även i sista hand kommer individen till godo, men den sekundära eller indirekta karaktären hos detta skydd framgår av faktumet att individen inte med framgång kan frånsäga sig någon eventuell rätt till en viss miljö kvalitet vilket han kunde göra om det vore fråga om en privaträttslig reglering. Begreppet rätt är visserligen inte helt lyckat eftersom det kunde ifrågasättas huruvida en individ har en individuell och subjektiv rätt till en viss miljö kvalitet. Begreppet har dock utnyttjats här men med den nyss nämnda reservationen. På en supranationell nivå kan också en förändring observeras. Det är inte längre exklusivt fråga om tvister gällande gränsöverskridande förorening eller utnyttjandet av en viss naturresurs. Hoten har övergått till globala proportioner där det inte längre är möjligt att begränsa en tvist så att den skulle gälla endast två eller ens några få stater. Vid globala hot har en individuell stats agerande föga betydelse om inte övriga staters ageranden koordineras. Dagens hot angår världssamfundet som en helhet. Trots dessa förändringar går det dock inte att förneka den betydelse och det värde som den grannelagsrättsliga diskussionen haft för tankegångar som formats inom ramen för denna forskning.

II

När rågas måttet för tolerans?

1 NÄR DET GÄLLER ATT BEDÖMA OCH UTREDA ORTSKÄNSLIGHETEN

1.1 ORTSKÄNSLIGHETSBEDÖMNINGENS BEHOV AV INFORMATION

Med ortskänslighet avses det kriterium som ligger till grund för att avgöra var en aktuell toleranströskel bör ligga på en skala av stigande intensitet hos en inverkan eller effekt i miljön. En bedömning av ortskänsligheten ger endast svar på frågan: ”Var ligger toleranströskeln?” Strängt taget erhålls ingen ytterligare relevant information beträffande normativ miljö kvalitet genom att utvärdera ortskänsligheten. Det är naturligtvis sant att bedömningen av ortskänsligheten är fast sammanknuten med en bedömning beträffande frågan ifall tillämpningen av ett rättsmedel skall bli aktuellt eller inte. Men trots detta är bedömningen av ortskänsligheten en åtgärd som kan behandlas skilt. Vidare är det sant att bedömningen av ortskänsligheten kan ha väldigt lite att göra med juridisk teoretisering. Det kan mycket väl endast gälla en bevisfråga, som t.ex. om det har kunnat visas att en sällsynt eller skyddad djurart häckar inom ett visst område.

Eftersom ortskänslighet är det avgörande kriteriet för att fastställa toleransströskeln och det kan antas att ortskänslighet inte fungerar lika lätthanterligt som ortsvanlighet är det skäl att klargöra hur eventuell informationssamling i olika rättsliga instrument fungerar, särskilt beträffande eventuell påverkan på bedömningen av ortskänslighet och, till följd av detta, fastställandet av toleransströskeln. Det är dock skäl att begränsa behandlingen till sådana instrument av informationssamling vars samband med fastställandet av toleranströskeln är i tillräckligt hög grad omedelbart. Samling av information om förhållanden och funktioner i den fysiska miljön kan visserligen vara av oersättligt värde då man i en konkret situation bör bedöma och avgöra huruvida toleranströskeln överskridits, men sådan bevisning är inte av direkt intresse i detta sammanhang om den inte direkt påverkar fastställandet av toleranströskeln.

I detta sammanhang kan det vara på sin plats att även rikta blicken något i framtiden. I den sista delen av denna avhandling kommer närmare bekantskap

med rättsmedel och följdnormen att stiftas, om också endast på ett mera abstrakt plan. Läsaren kommer då att lägga märke till att många av de premisser som man resonerar sig fram till beträffande vilka kvaliteter ett välfungerande och omfattande rättsmedel borde innehålla kommer att ha tangerats i det följande kapitlet. Det kan nämligen redan nu avslöjas att informationssamling, planering och koordinering av rättsmedel, som mer eller mindre även kunde påstås utgöra beståndsdelar av den nedan behandlade allmänna miljökonsekvensbedömningen, kommer att visa sig vara nyttiga element då man konstruerar ett rättsmedel. Eftersom behandlingen av den allmänna miljökonsekvensbedömningen redan nu är påkallad, så har det inte varit möjligt att skjuta upp redogörelsen över detta instrument i sin helhet till den sista delen av avhandlingen. Orsaken varför den inrättande normen och följdnormen på sitt sätt går in i varandra beträffande den praktiska tillämpningen, såsom framgår av den här behandlade så kallade allmänna miljökonsekvensbedömningen, är att ett välfungerande och heltäckande rättsmedel bör fungera på ett koordinerat sätt. Detta innebär även att en tillräckligt omfattande planering ingår i ekvationen. Planering i sin tur är inte möjligt utan tillräckligt med information. Till dessa frågor kommer man dock som sagt att återkomma närmare i den sista delen av avhandlingen. I den härpåföljande behandlingen blir dylika frågor föremål för behandling endast i en flyktig utsträckning.

1.2 ALLMÄN MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNING

1.2.1 ORTENS KARAKTERISTISKA DRAG

Utan kunskap om en viss attackerad miljö är det omöjligt att avgöra vilka kriterier i ett enskilt fall som utgör ortens ortskänslighet och därmed även i sista hand var toleranströskeln för den ifrågavarande orten ligger. Det förutsätts att man innehar information om förhållanden och funktioner inom den aktuella orten. Vid sidan om information är det även viktigt att inse behovet av planering som ett instrument för att reda ut vilka åtgärder som vidtas ifall det finns valmöjligheter. Den symbiotiska funktionen mellan informationssamling och planering framgår klart av faktumet att man är tvungen att känna till ortens karakteristiska drag innan man på ett förnuftigt sätt kan utreda vilka eventuella valmöjligheter som existerar, för att inte tala om någon inbördes rangordning av till buds stående alternativ. Analysen över en ortens karakteristiska drag kan givetvis göras ad hoc alltefter som en fråga, t.ex. en tillståndsprövning, blir aktuell. Men det kan vara förnuftigt att på förhand kartlägga vilka de särskilda karakteristiska dragen inom orten är och vilken verkan mänsklig verksamhet kunde ha på dessa drag.

Omfånget av orten ifråga, beträffande vilken den aktuella informationen samlas och en eventuell planering utförs, beror i princip på i vilken utsträckning den attackerade miljön kan behandlas som en helhet. Recipientprincipen inom vattenrätt förutsätter som bekant att en vattenförekomst beaktas som en helhet då man avgör vilka inverkan eller effekter ifrågavarande vattenförekomst kunde

tåla. Vattenramdirektivets (2000/60/EG) föreskrifter om den administrativa uppbyggnaden i avrinningsdistrikt²¹⁷ är förenliga med recipientprincipens förutsättning om att beakta en vattenförekomst som en helhet enligt dess avrinningsomfång. För att erhålla kunskap om ett avrinningsdistrikts karakteristiska drag bör självklart en analys utföras över just det ifrågavarande distriktets karaktäristika.²¹⁸ Detta innebär främst en analys över de kriterier som bidrar till att avrinningsområdets ortskänslighet som helhet fastställs. Dessutom bör en översyn över konsekvenserna av mänsklig verksamhet för ytvattnets och grundvattnets status utföras.²¹⁹ Enligt ett förslag till ett direktiv om en marin strategi²²⁰ skall varje medlemsstat, för varje marin region²²¹ som berörs, utarbeta en marin strategi för sina europeiska marina vatten där man bl.a. skall utföra en inledande bedömning av det aktuella tillståndet hos miljön i de berörda vatten och av miljöpåverkan på dessa vatten som härstammar från mänskliga aktiviteter.²²² Den inledande bedömningen som förutsätts beträffande marina regioner bör innehålla en analys av grundläggande förhållanden och aktuellt miljötillstånd i medlemsstaternas marina vatten, på grundval av faktorer såsom t.ex. fysikalisk-kemiska egenskaper,²²³ naturtyper²²⁴ och biologiska komponenter.²²⁵ Detta

217 Enligt dir. 2000/60/EG artikel 2(15) består ett avrinningsdistrikt av ett land- och havsområde som utgörs av ett eller flera angränsande avrinningsområden tillsammans med deras förbundna grund- och kustvatten. Denna utgångspunkt där man utgår ifrån de verkliga förhållandena och ekologiska omständigheterna i naturen har fått beröm. Se Usui "Evolving Environmental Norms in the European Union" 2003, s. 85–86.

218 Dir. 2000/60/EG artikel 5(1).

219 Dir. 2000/60/EG artikel 5(1). Jämför även med ett motsvarande tankesätt i dir. 2006/7/EG bilaga III beträffande fastställandet av en profil för badvatten, där man bl.a. skall utföra en beskrivning av badvattnets fysikaliska, geografiska och hydrologiska egenskaper och av andra ytvatten i tillrinningsområdet för det ifrågavarande badvattnet som kan utgöra en föroreningskälla samt i övrigt utreda och bedöma potentiella föroreningskällor som kan påverka badvattnet och skada en badares hälsa.

220 KOM(2005) 505 slutlig.

221 De marina regionerna utgörs av Östersjön, Nordöstra Atlanten och Medelhavet, se KOM(2005) 505 slutlig artikel 3(1).

222 KOM(2005) 505 slutlig artikel 4(a)(i). Vidare är det skäl att påpeka att det i KOM(2005) 505 slutlig artikel 7(2) görs en explicit hänvisning till dir. 2000/60/EG och dess bestämmelser angående kustvatten, vatten i övergångszon och territorialvatten.

223 Enligt KOM(2005) 505 slutlig bilaga II tabell 1 utgörs dessa åtminstone av djupförhållanden, årsvisa och säsongsvisa temperaturförhållanden, dominerande havsströmmar och uppskattad omsättningstid samt salthalt, inklusive trender och gradienter i regionen. Vidare föreskrivs det att en beskrivning av t.ex. det allmänna läget när det gäller kemiska föroreningar samt tillflöde och kretslopp av näringsämnen bör utföras.

224 Här avses utan tvekan sådana naturtyper som enligt habitat- (92/43/EEG) och fågeldirektivet (79/409/EEG) eller internationella konventioner är av särskilt intresse för vetenskapen eller för den biologiska mångfalden. Hänvisningen är dock inte uteslutande utan även andra speciella områden som t.ex. på grund av att de är utsatta för intensiv eller särskild påverkan eller annars förtjänar ett särskilt skydd bör anses förtjäna ett omnämnande i bedömningen av miljötillståndet i den marina regionen. Se KOM(2005) 505 slutlig bilaga II tabell 1.

225 Uppgifter som avses här inkluderar bl.a. en beskrivning av de biologiska samhällen som är förknippade med de dominerande naturtyperna, uppgifter om fiskbeståndens struktur, inklusive beståndens storlek, en beskrivning av populationsdynamik, naturlig och nuvarande utbredning och status för bl.a. marina däggdjursarter och havsfåglar (inte bara sådana som omfattas av dir. 92/43/EEG eller dir. 79/409/EEG). Se KOM(2005) 505 slutlig bilaga II tabell 1.

innebär att inte bara det aktuella miljötillståndet in abstracto blir utrett utan även att de kriterier som kan ha betydelse för att avgöra ortskänsligheten hos den fysiska miljön blir kartlagda.

Det finns egentligen ingen orsak att utföra en begränsning beträffande vilka mänskliga verksamheters konsekvenser som bör beaktas, eftersom en helhetsöversikt torde ha som syfte att ge en så mångsidig bild av helheten som möjligt. Därmed bör konsekvenserna från all mänsklig verksamhet utredas, ingen mänsklig verksamhet är avgränsad utanför de vars konsekvenser bör utredas. Konsekvenserna från verksamheter som förutsätter tillstånd skall utredas lika väl som konsekvenser från verksamheter som inte förutsätter tillstånd. I samband med den ovannämnda analysen och översynen enligt vattenramdirektivet bör även en ekonomisk analys av vattenanvändningen utföras.²²⁶ En utredning som grundar sig på en helhetsprövning borde ge en bild över de kriterier som utgör grunden för en ortskänslighetsbedömning, och, vilket är essentiellt, även över de mänskliga verksamheter vilka kan bli mål för åtgärder eller adressater för rättsmedel i samband med att toleranströskeln överstigits.

1.2.2 EN ÖVERSYN AV TÄNKBARA ORSAKER OCH RISKER

De antropogena orsakerna till att en toleranströskel överstigs kan vara mångfasetterade och komplicerade. Toleranströskeln kan för övrigt även överstigas helt oberoende av människans medverkan, vilket åtminstone inte minskar på ekvationens möjliga komplexitet. Fastslagen normativ miljö kvalitet är på ett sätt neutral i förhållande till denna förorsakarskara. Beträffande eventuella aktörer och rättsliga följder som riktas mot dem är det av betydelse att en fastställd toleranströskel överskridits i och med att inverkan eller effekter i miljön varit för intensiva. Frågan kring förorsakarskaran blir aktuell först i samband med miljö kvalitetsnormens andra delkomponent, dvs. följdnormen, i form av rättsmedel som i varje enskilt fall eventuellt står till buds. Adressatkretsen beträffande rättsmedel är som känt begränsad genom de funktionella, och varför inte även logiska, ramarna för rättsordningen.²²⁷ Vidare kan adressatkretsen ytterligare inskränkas genom uppställningen eller funktionen av ett enskilt rättsmedel. Denna sistnämnda inskränkning är även den en aspekt av den neutralitet som det nyss hänvisades till beträffande den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Faktumet att normativ miljö kvalitet i sig i teorin är neutralt innebär inte att följdnormens uppbyggnad i praktiken inte kunde vara partisk. Denna

226 Dir. 2000/60/EG artikel 5(1). Enligt KOM(2005) 505 slutlig artikel 7(1)(c) bör en ekonomisk och social analys av utnyttjandet av den marina miljön samt miljöförstörelse kostnaden för den marina miljön utföras.

227 Se del I kapitel 2.4. Det är endast mänskliga aktiviteter eller följder som står under mänsklig kontroll som på ett förnuftigt sätt kan vara underställda skyldigheter som föreskrivits i rättsordningen.

eventuella partiskhet kommer närmast fram genom en viss grad av ojämlikhet mellan, å ena sidan, rättsmedlets adressatkrets och, å andra sidan, den uteblivande kretsen. Ifall en kränkning av normativ miljö kvalitet förhindras genom ett visst rättsmedel som riktar sig till en viss adressatkrets är det i praktiken inte nödvändigt att utvidga rättsmedlets tillämpningsområde så att det även skulle innefatta en annan adressatkrets. Eventuella ojämlikheter som följer härav kan egentligen endast undvikas genom ett förnuftigt, ändamålsenligt och effektivt konstruerat sammanjämkat system av olika rättsmedel.²²⁸ Detta är dock ingen förutsättning beträffande funktionen av normativ miljö kvalitet i sig.

Miljö kvalitetsnormer som fastställt toleranströskeln beträffande olika inverkan och effekter i den fysiska miljön, t.ex. i form av koncentrationsvärden eller miljö kvalitetsstandarder, beträffande vissa ämnen i luft eller vatten, råkar på kollision med jämlikhetsfrågor och krav på harmonisering, inte endast på det nationella planet, utan också då gränsöverskridande förorening träder in i bilden.²²⁹ I det sist nämnda fallet aktualiseras behovet av koordination i en supranationell kontext. I ett gemenskapsrättsligt perspektiv innebär detta att förorening som härstammar från en medlemsstat kan och kommer att korsa nationella gränser mellan medlemsstaterna. Detta i sin tur kan uppmuntra enskilda medlemsstater att mer eller mindre medvetet införa lagstiftning som bygger på incentiv att öka gränsöverskridande förorening, varav ett klassiskt exempel skulle vara byggandet av högre skorstenar vad gäller luftförorening. Medlemsstaten varifrån denna förorening härstammar, dvs. den medlemsstat där aktören är belägen, kommer i ett sådant fall att i praktiken förflytta bekymren med den oönskade inverkan eller effekten i miljön eftersom en eventuell överskridning av toleranströskeln skulle ske hos recipienten, dvs. den fysiska miljön i en annan medlemsstat.²³⁰ Problemet som personifieras av dilemmat med de allt högre skorstenarna är i princip alltid närvarande då föreskrifter innehåller ett uttryckligt eller dolt incentiv för gränsöverskridande förorening.

228 Se Hollo "Yhteisön vesipolitiikan puitteiden direktiivi ja Suomen oikeusjärjestys – osa III.1: Vaikutus Suomen lainsäädäntöön" 2002, s. 39–40, som påpekar att de kvalitetskrav som ställts i vattenramdirektivet (2000/60/EG) inte förutsätter att en överskriden toleranströskel, dvs. ett sådant fall där kvalitetskrav inte uppnås, borde leda till strängare tillståndsvillkor. Det är, tvärtom, önskvärt att en tillräckligt omfattande palett av olika rättsmedel, vars sammanlagda adressatkrets skulle vara så extensiv som möjligt, skapas.

229 Visserligen är det skäl att här påpeka att gränsöverskridande förorening inte godtagits av EG-domstolen som en automatiskt ursäktande grund för att inte uppnå fastställda krav beträffande miljöns kvalitet. Se mål C-58/89, *Kommissionen mot Tyskland*, domskälen, punkt 31.

230 Beträffande ett liknande problem i kontexten av det federala systemet i Förenta Staterna och olika incentiv för delstater att handla på detta sätt, se Revesz "Federalism and environmental regulation: an overview" 2000, s. 50–53, som i starka ordalag talar för decentraliserad reglering. Som ett exempel på den snedvridenhet som följer av federala försök att reglera luftkvalitet på den federala nivån har Revesz pekat på denna reglerings faktiska funktion som katalysator för att bygga allt högre skorstenar vilket lett till att utsläpp transporterats över delstatsgränser. Förrän man reglerat luftföroreningar på federal nivå fanns det inget incentiv att betala den extra kostnaden för en högre skorsten förutom i sådana fall där den enskilda delstaten hade antagit föreskrifter om luftkvalitet.

Dessa bekymmer kan dock lindras genom föreskrifter beträffande t.ex. rena teknologier eller tekniker om dessa antas på en centraliserad nivå. Här kommer samspelet med utsläppsstandarder starkt in i bilden, eftersom dessa undviker det enskilda problemet med incentiv för gränsöverskridande förorening. Utsläppsstandarder som sådana och i sig kan dock i allmänhet inte kontrollera problemet med gränsöverskridande förorening i sin helhet eftersom den sammanlagda föroreningen som härstammar från vissa källor inte kontrolleras. Behovet av ett sammanjämkat och koherent system börjar te sig som alltmer uppenbart.

1.2.3 ATT REDA UT DEN POTENTIELLA FÖRORSAKARKRETSEN

För att kunna konstruera ett sammanjämkat eller koherent system av rättsmedel förutsätts en gedigen mängd information beträffande den aktuella och potentiella förorsakarkretsen, som alltså inte behöver begränsas till mänskliga aktiviteter, samt ett koordinerande element beträffande vilket rättsmedel som aktiveras, och därmed även vilken adressatkrets som belastas, och under vilka förhållanden en sådan belastning sker. Dessa premisser kommer dock att behandlas närmare i den sista delen av forskningen. En identifikation av de karakteristiska dragen av en viss särskild miljö samt en redogörelse över potentiella aktörer som kunde vara eller redan är orsaken till att toleranströskeln kunde överstigas eller redan överstigits innebär dock även med samma att viktig information över toleransströskeln läge erhålls. Därmed är det påkallat att i detta sammanhang begrunda funktionen av en sådan mera generell miljökonsekvensbedömning särskilt beträffande dess betydelse för fastställandet av toleranströskeln.

I vattenramdirektivet (2000/60/EG) föreskrivs om en form av generell miljökonsekvensbedömning som förutsätter att information över antropogen påverkan beträffande ytvattenförekomster och grundvattenförekomster samlas in för att avgöra typen och omfattningen av den påverkan som ytvattenförekomsten blir utsatt för, samt för att avgöra om det finns en risk för att en fastställd toleransströskel beträffande en ytvattenförekomst eller en grundvattenförekomst kunde överstigas.²³¹ På motsvarande sätt föreskrivs det i ett förslag till direktiv om en marin strategi att en analys av de viktigaste faktorer som påverkar förhållanden och miljötillstånd i marina vatten bör utföras. Denna analys är inte begränsad till endast sådana faktorer som är av mänskligt ursprung, utan bör inkludera även övrig påverkan.²³² I denna typ av generell miljökonsekvensbedömning skall man

231 Dir. 2000/60/EG artikel 5 och bilaga II avsnitt 1.4–1.5 (beträffande ytvattenförekomster) och bilaga II avsnitt 2 (beträffande grundvattenförekomster). Den informativa funktionen av denna konsekvensbedömning har understrukits genom att det har påpekats att konsekvensbedömningen inte i sig har direkta rättsverkningar på den påverkan som är av antropogent ursprung. Se Hollo ”Yhteisön vesipolitiikan puitteiden tiivistys ja Suomen oikeusjärjestys – osa II: Vedet sääntelyn kohteena” 2002, s. 45–46.

232 KOM(2005) 505 slutlig artikel 7(1)(b). Detta är en intressant aspekt eftersom den beaktar vad man kunde kalla bakgrundspåverkan som inte på något sätt härstammar från mänskligt handlande

t.ex. beträffande ytvattenförekomster uppskatta och identifiera såväl potentiella riskfaktorer från punktkällor, diffusa källor, vattenuttag, flödesreglering som andra antropogena effekter på ytvattnets status. Dessutom skall morfologiska förändringar av ytvattenförekomsten identifieras. Ytterligare skall påverkan från markanvändningsmönster, såsom tätorts-, industri- och jordbruksområden och i tillämpliga fall fiskeriverksamhet och skogar uppskattas.²³³

Beträffande marina vatten föreskrivs det om påverkan såsom förorening, som härstammar från mänskliga aktiviteter, i form av direkt eller indirekt tillförsel till den marina miljön av ämnen eller energi, vilket även inkluderar undervattensbuller, om detta förorsakats av människan. Denna direkta eller indirekta tillförsel utgör dock en påverkan endast ifall den leder eller kunde leda till en otillåten följd, dvs. ifall tillförseln leder till eller kan leda till negativa effekter, t.ex. skador på levande resurser och marint liv, folkhälsorisker, hinder för marina verksamheter, inklusive fiske, turism, rekreation och annat legitimt nyttjande av haven, försämrad kvalitet för användning av havsvatten och även något så vagt som minskade upplevelsevärden²³⁴.²³⁵ Dessa faktorer, beträffande vilka man skall utreda eventuella potentiella källor som kan påverka faktorerna, utgör med

eller mänsklig verksamhet, vilket har sina fördelar, eftersom all inverkan eller effekt inte är antropogen och det är utan tvekan viktigt att känna till eventuella andra källor som påverkar den ifrågasvarande miljön.

233 Dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 1.4.

234 Svårigheten att avgöra när en minskning av ett upplevelsevärde är sådan att en toleranströskel kunde anses överstigas är uppenbar. Som ett exempel kunde tas frågan om en offshore vindenergipark som inte syntes vid kusten men som säkerligen enligt många seglare skulle förstöra en del av den estetiska upplevelsen som en seglats på det öppna havet i övrigt skulle ha. Skall man anse att en minskning av upplevelsevärde skulle vara vid handen om bara en seglare bland alla potentiella seglare ansåg att upplevelsevärdet minskade, trots att eventuella andra seglare, för att göra exemplet intressantare, ansåg att upplevelsevärdet ökade, vilket skulle leda till att ett "sammanlagt" upplevelsevärde hos seglarna steg? Spelar det någon roll om seglaren, som påstår att upplevelsevärdet minskar, aldrig faktiskt seglat i närheten av vindparken, men att vetskapen om att den är på sin plats redan stör hans föreställning om en estetisk havsmiljö, och därmed minskar upplevelsevärdet enligt honom? Det torde inte vara påkallat att artificiellt försöka konstruera toleranströsklar beträffande upplevelsevärden. Därför torde potentiella minskningar i upplevelsevärden hellre räknas med och uppskattas, även om de skulle anses vara ringa, än att man i sin helhet skulle lämna dem utanför. Naturligtvis skall ett sådant införlivande av upplevelsevärden ske utan att förlora ett visst grepp om verkligheten eller det sunda förnuftet. Beträffande utnyttjande av vindenergi i Finland och uppdagade frågor i samband med tillståndprocesser, se Eskelinen "Turhat valitukset hidastaneet tuulivoimarakentamista" 2005, s. 50–64 och Eskelinen "Valitusoikeudesta tuulivoimalaitosten lupa-päätöksissä ylimääräisen muutoksenhaun yhteydessä arvioituna" 2005, s. 7–27. Se även Lühle "Nachbarschutz gegen Windenergieanlagen" 1998, s. 897–903, beträffande utbyggnad av vindparker ur ett grannelagsrättsligt perspektiv.

235 Se KOM(2005) 505 slutlig bilaga II tabell 2, där det på ett icke uttömmande sätt även explicit räknas upp bl.a. påverkan som härstammat från kvävning (t.ex. genom artificiella konstruktioner eller deponering av muddermassor), tillslutning (t.ex. genom permanenta konstruktioner), igenslamning, selektiv utvinning (t.ex. intrassling i fiskeredskap), buller (t.ex. fartygstrafik), tillförsel av näringsämnen (t.ex. avrinning från jordbruksmark), tillförsel av organiska ämnen (t.ex. vattenbruk), ändring av temperaturförhållanden (t.ex. kraftverk), ändring av grumlighet (t.ex. avrinning eller muddring), ändring av salthalt (t.ex. uttag av vatten) samt införsel av främmande arter och omflyttning av arter samt selektivt uttag av arter (t.ex. kommersiellt fiske eller fritidsfiske).

samma även de kriterier som bör beaktas i en ortskänslighetsbedömning och som därmed är relevanta för fastställandet av toleranströskeln. Beaktas bör även att försiktighetsaspekten är klart uttryckt i den inrättande normen, eftersom det är tillräckligt att en nyss nämnd följd kunde äga rum.

Beträffande grundvattenförekomster föreskrivs särskilt att man skall utföra en första karakterisering av förekomsterna där den påverkan som varje grundvattenförekomst kan utsättas för av bl.a. förorening från punktkällor eller diffusa källor, uttag eller konstgjord infiltration identifieras. Vidare skall sådana grundvattenförekomster identifieras som har direkt beroende ytvattenekosystem eller terrestra ekosystem.²³⁶ Ifall man i denna första karakterisering identifierat grundvattenförekomster som är utsatta för risker skall en ytterligare karakterisering utföras, som skall innehålla relevanta uppgifter om konsekvenserna av mänsklig verksamhet och bl.a., om det är relevant, ett angivande av bidragen av mänsklig verksamhet på grundvattnets kemiska sammansättning, för att bedöma vad dessa risker innebär och för att fastställa vilka åtgärder som bör vidtas.²³⁷ Beträffande grundvattenförekomster där det finns en risk för att toleranströskeln överskrids, skall information samlas över markanvändningen inom tillrinningsområden som grundvattenbildningen sker ifrån.²³⁸

Upprättandet av den generella miljökonsekvensbedömningen beträffande ytvattenförekomster omfattar enligt vattenramdirektivet (2000/60/EG) en skyldighet att genomföra en bedömning av sannolikheten att den fastställda toleranströskeln²³⁹ hos ytvattenförekomsten kommer att överskridas.²⁴⁰ Detta innefattar även en toleranströskel som fastställts på basis av områdets kvalifikation som ett skyddat område.²⁴¹ Skyldigheten att utföra den allmänna miljökonsekvensbedömningen, såsom detta regleras i vattenramdirektivet, är inte anknuten eller begränsad till en aktuell eller planerad verksamhet eller plan, eller, ett aktuellt eller planerat projekt. En konsekvensbedömning skall utföras för att utreda hur känslig en ytvattenförekomst är för antropogen påverkan²⁴² i allmänhet. Detta

236 Dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 2.1.

237 Dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 2.2.

238 Dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 2.3.

239 Om de grundläggande faktorer för toleranströskeln fastställande föreskrivs i dir. 2000/60/EG artikel 4.

240 Dir 2000/60/EG bilaga II avsnitt 1.5.

241 Dir. 2000/60/EG artikel 4(1)(c). Enligt en förteckning som återfinns i bilaga IV i dir. 2000/60/EG avses med skyddade områden, områden som enligt artikel 7 fastställts för uttag av vatten som är avsett att användas som dricksvatten, områden som har fastställts för skydd av ekonomiskt betydelsefulla vattenlevande djur- eller växtarter, vattenförekomster som fastställts som rekreativsvatten, inklusive områden som fastställts som badvatten enligt direktiv 76/160/EEG, områden som är känsliga för näringsämnen, inklusive områden som fastställts som sårbara enligt direktiv 91/676/EEG och områden som fastställts som känsliga områden enligt direktiv 91/271/EEG samt områden som har fastställts för skydd av livsmiljöer eller arter där bevarandet eller förbättrandet av vattnets status är en viktig faktor för deras skydd, inklusive relevanta Natura 2000 områden som fastställts enligt direktiv 92/43/EEG och direktiv 79/409/EEG.

242 Denna påverkan omfattar såväl förorening från punktkällor eller diffusa källor, påverkan av betydande vattenuttag som påverkan av markanvändning. Se dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 1.4.

är den avgörande skillnaden mellan en generell miljökonsekvensbedömning och en enskild miljökonsekvensbedömning, av vilka den sistnämnda bör utföras först i och med att något, t.ex. ett projekt eller en plan, påbörjas eller utarbetas.

1.2.4 OLIKA KÄNSLIGHETSAVGÖRANDE

För att kunna avgöra eller fastställa en toleranströskel enligt ett ortskänslighets-kriterium är det givetvis nödvändigt att bedöma vad som utgör ortskänslighet i den befintliga miljön. Det är givetvis klart att denna process kan underlättas avsevärt om information samlats in på förhand beträffande olika recipienter för att bedöma de rådande och aktuella bakgrundsförhållandena hos recipienten och därmed klassificera, kategorisera eller indela recipienter i olika typer eller klasser. I vattenramdirektivet (2000/60/EG) förutsätts att alla ytvattenförekomster karakteriseras enligt en föreskriven metod, på så sätt att det fastställs till vilken ytvattenkategori en viss ytvattenförekomst hör. Alternativen beträffande vattenramdirektivet utgörs av, å ena sidan, flod, sjö, vatten i övergångszon eller kustvatten, eller, å andra sidan, en kraftigt modifierad eller konstgjord ytvattenförekomst.²⁴³ Varje ytvattenförekomst inom varje enskild kategori skall i sin tur differentieras enligt dess typ.²⁴⁴ En kraftigt modifierad eller konstgjord ytvattenförekomst skall differentieras enligt de typspecifikationer för den ytvattenkategori som mest liknar den ifrågavarande kraftigt modifierade eller konstgjorda ytvattenförekomsten.²⁴⁵

En intressant aspekt beträffande skyldigheten att samla information kommer även fram i vattenramdirektivet där det förutsätts att skyddade områden eller områden som kräver särskilt skydd registreras.²⁴⁶ Vattenramdirektivet innehåller ingen uttömmande definition på vad som avses med ett skyddat område.²⁴⁷ Vattenförekomster som används för uttag av vatten som i sin tur är avsett för

243 Enligt dir. 2000/60/EG artikel 2(8) avses med en konstgjord vattenförekomst en ytvattenförekomst som skapats genom mänsklig verksamhet. Enligt direktivets artikel 2(9) avses med en kraftigt modifierad vattenförekomst en ytvattenförekomst som till följd av fysiska förändringar genom mänsklig verksamhet på ett väsentligt sätt har ändrat karaktär. När en väsentlig karaktärsförändring kan anses ha ägt rum är givetvis öppet för tolkning, se Grimeaud "Reforming EU Water Law" 2001, s. 48–49.

244 Differentieringen i typer kan ske enligt två skilda system (A eller B). Om system B används, så måste minst samma differentieringsnivå uppnås som skulle ha uppnåtts med system A. Syftet med differentieringen är att det säkerställs att de typspecifika biologiska referensförhållanden, vilka i sin tur har en betydelse vid fastställandet av toleranströskeln, kan härledas på ett tillförlitligt sätt. Se dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 1.1, beträffande de allmänna föreskrifterna om karakterisering av ytvattenförekomst-typer, och bilaga II avsnitt 1.2, beträffande de två systemen för differentiering av typen.

245 Dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 1.1(v).

246 Dir. 2000/60/EG artikel 6(1) och 6(2).

247 Vilka typer av områden som omfattas av registreringsskyldigheten är enligt Hollo inte klart föreskrivet i vattenramdirektivet och förblir därmed en tolkningsfråga. Se Hollo "Yhteisön vesipolitiikan puitteiden mukaisesti ja Suomen oikeusjärjestelmä – osa I" 2001, s. 45–46.

dricksvatten, eller förekomster som är avsedda för en sådan framtida användning omfattas med säkerhet av definitionen.²⁴⁸ Likaså faller vattenförekomster och områden som identifierats på olika grunder i diverse gemenskapslagstiftning inom definitionen på ett skyddat område.²⁴⁹ Beträffande eventuella övriga områden som är känsliga för näringsämnen förutsätts det inte i vattenramdirektivet att dessa områden borde fastställas enligt något skilt förfarande.²⁵⁰ Vad som står klart är att åtminstone sådana områden som på sätt eller annat i gemenskapslagstiftning *förklarats*²⁵¹ kräva särskilt skydd för att bevara områdets yt- och grundvatten eller livsmiljöer och arter som är direkt beroende av vatten omfattas av registreringskyldigheten.²⁵² Uttrycket förklara, såsom det utnyttjats i vattenramdirektivet överensstämmer med den funktion som en inrättande norm har då den identifierar och kvalificerar t.ex. ett visst förhållande eller en särskild funktion i den fysiska miljön i ett enskilt fall som normativ miljö kvalitet.²⁵³

Med uttrycket förklara hänvisas alltså till faktumet att en toleranströskel fastställs till följd av en ortskänslighetsbedömning, där den särskilda känsligheten hos miljön tas i betraktande. Det är även intressant att konstatera att användningsändamålet beaktas, i detta fall vattnets användning eller potentiella framtida användning som dricksvatten. Beträffande vattenramdirektivets registreringskyldighet är det skäl att uppmärksamma att det finns en inbakad begränsning i ortskänslighetsbedömningen. Endast skyddet av yt- och grundvatten eller bevarande av livsmiljöer och arter som är direkt beroende av vatten kan beaktas i ortskänslighetsbedömningen, vilket i och för sig är logiskt eftersom vattenramdirektivets syfte är att upprätta en ram för skyddet av inlandsytvatten, vatten i övergångszon, kustvatten och grundvatten.²⁵⁴ Däremot torde denna begränsning

248 Dir. 2000/60/EG artikel 6(2) som hänvisar till artikel 7(1).

249 I dir. 2000/60/EG bilaga IV syftas i punkt 1(iii) till områden som fastställts som badvatten enligt dir. 76/160/EEG; i punkt 1(iv) till områden som fastställts som sårbara enligt dir. 91/676/EEG eller dir. 91/271/EEG samt i punkt 1(v) till relevanta Natura 2000 områden som fastställts enligt dir. 92/43/EEG eller dir. 79/409/EEG. I punkt 1(ii) nämns områden som fastställts för skydd av ekonomiskt betydelsefulla vattenlevande djur- eller växtarter, utan att någon explicit hänvisning till enskild gemenskapslagstiftning görs.

250 Dir. 2000/60/EG bilaga IV punkt 1(iv).

251 I den engelska språkversionen av artikel 6(1) i dir. 2000/60/EG används uttrycket *designate*, i den tyska *feststellen*, i den franska *désigner* och i den finska *osoittaa*.

252 Dir. 2000/60/EG artikel 6(1).

253 I dir. 2000/60/EG bilaga IV punkt 1 underpunkt ii, iii och v föreskrivs att området skall vara "fastställt" för ett visst skyddsändamål, medan bilaga IV punkt 1 underpunkt iv endast förutsätter att området skall vara känsligt för näringsämnen. Detta kunde tolkas som att ett mindre explicit fastställande i gemenskapslagstiftning skulle förutsättas beträffande ett områdes känslighet för näringsämnen. Ytterligare finns det ingen betungande orsak att tolka kravet på att området skall vara känsligt för näringsämnen snävt, vad gäller vilka faktorer som beaktas då man avgör huruvida området är känsligt för näringsämnen. Det är områdets individuella och särskilda känslighet som torde vara avgörande.

254 Dir. 2000/60/EG artikel 1. Det är dock skäl att påpeka att man med ytvatten avser inlandsvatten utom grundvatten, vatten i övergångszon och kustvatten. Beträffande föreskrifter gällande kemisk status inbegriper definitionen på ytvatten även territorialvatten. Se dir. 2000/60/EG artikel 2(1).

inte kunna tolkas så att det skulle förutsättas att antingen både yt- och grundvatten eller alternativt både livsmiljöer och arter måste ingå i en ortskänslighetsbedömning, dvs. ifall gemenskapslagstiftningen ifråga endast förutsätter skydd av ytvatten men inte grundvatten eller enbart skydd av livsmiljöer men inte arter, så skulle området ifråga ändå betraktas som ett skyddat område enligt vattenramdirektivet. Det kanske starkaste argumentet, vid sidan om eventuella mera pragmatiska synpunkter, för denna tolkning är en bokstavsenlig tolkning av utnyttjandet av termerna ”och” och ”eller” i artikel 6(1) i vattenramdirektivet. Ifall man i terminologivalet hade velat ta avstånd från den tolkning som här förespråkats, så skulle uttryckskombinationer som ”både...och” eller ”antingen...eller” ha utnyttjats.

En annan fråga beträffande vattenramdirektivets föreskrifter om registreringsskyldigheten av skyddade områden är huruvida även skyddade områden som identifierats eller kvalificerats enbart genom nationell lagstiftning omfattas av registreringsskyldigheten.²⁵⁵ Ifall nationella bestämmelser, som alltså inte härstammade från gemenskapsrätt, skulle fastställa en toleranströskel, så är den aktuella frågan huruvida en medlemsstat skulle vara skyldig att införliva även dessa områden i ett register och enligt den registreringsskyldighet som föreskrivs i vattenramdirektivet. Det är skäl att påpeka att något sådant krav inte ställs på basis av artikel 6(1) i vattenramdirektivet, eftersom där endast hänvisas till krav som ställts på basis av gemenskapslagstiftning. Frågan blir mera komplicerad om artikel 6(2) beaktas, där en öppen hänvisning beträffande registreringsskyldigheten görs till alla skyddade områden enligt vattenramdirektivets bilaga IV. Bilagan i sin tur innehåller en icke-uttömmande förteckning över olika typer av områden som beaktas som skyddade områden enligt vattenramdirektivet och kunde därmed även tolkas så att områden som identifierats och klassificerats på basis av rent nationella föreskrifter skulle omfattas av registreringsskyldigheten.²⁵⁶

Den sistnämnda tolkningen är dock inte särskilt fungerande, särskilt om man försöker få den att passa in i ordalydelsen av artikel 6(1) och om man också beaktar att det i artikel 8(1) i vattenramdirektivet, där det bl.a. föreskrivs om övervakning av skyddade områden, endast hänvisas till enskilda skyddade

255 Internationella avtal och eventuella rättsverkningar av dem bör bedömas enligt deras möjliga direkta effekt. Direkt effekt av internationella avtal inom ramen för gemenskapsrätt är en komplex fråga som bl.a. har behandlats i Craig – de Búrca *EU Law* 2003, s. 193–201. Ifall det föreskrevs om behov på särskilt skydd i ett internationellt avtal som enligt gemenskapsrätt hade direkt effekt skulle enligt mig det förutsatta kriteriet i dir. 2000/60/EG artikel 6(1) på att föreskriften skall härstamma från gemenskapsrätt vara uppfylld och en registreringsskyldighet skulle existera.

256 Se dir 2000/60/EG bilaga IV punkt 1, där visserligen vissa gemenskapsrättsliga föreskrifter räknas upp. Men, det är skäl att fästa uppmärksamhet vid kriterierna i underpunkterna ii–v där det endast allmänt hänvisas till områden som fastställts för skydd av ekonomiskt betydelsefulla vattenlevande djur- och växtarter, vattenförekomster som fastställts som rekreationsvatten, områden som är känsliga för näringsämnen samt områden som fastställts för skydd av livsmiljöer eller arter där bevarandet eller förbättrandet av vattnets status är en viktig faktor för deras skydd.

områden som upprättats i enlighet med gemenskapslagstiftning.²⁵⁷ Därmed torde tolkningen beträffande registreringsskyldigheten, för att inte göra våld gentemot ett krav beträffande koherent eller sammanhängande tolkning av vattenramdirektivet, falla för att registreringsskyldigheten endast omfattar sådana skyddade områden vars kvalificering på sätt eller annat har sina rötter i gemenskapsrätt. Det är dock skäl att konstatera att en tolkning som skulle omfatta en registrerings-skyldighet av alla skyddade områden, även sådana som har sin basis i rent nationell lagstiftning, så länge som skyddade områden identifierats på de grunder som framgår ur vattenramdirektivet,²⁵⁸ i viss mån skulle vara lockande. Ett direktiv är ju bindande endast beträffande sitt mål, vilket enligt denna utvidgade tolkning skulle vara målet att upprätta ett heltäckande register över alla skyddade områden, oberoende av om deras rättsgrund ligger i gemenskapsrätt eller nationell rätt.²⁵⁹

1.3 INDIVIDUELL MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNING

Med individuell miljökonsekvensbedömning avses helt enkelt en sådan miljökonsekvensbedömning där konsekvenserna av, å ena sidan, en enskild verksamhet eller ett enskilt projekt, eller, å andra sidan, en enskild plan eller ett enskilt program bedöms. Skillnaden till en generell miljökonsekvensbedömning märks inte bara i och med den mera direkta eller konkreta verkan som en individuell miljökonsekvensbedömning har utan även av en funktionell skillnad mellan en generell och en individuell miljökonsekvensbedömning. Beträffande en individuell miljökonsekvens måste nämligen i allmänhet ett mera explicit ställningstagande till toleranströskeln läggas till.

En generell miljökonsekvensbedömning fungerar mera som ett informationsinsamlingsinstrument som gör det lättare att utföra en ortskänslighetsbedömning och därmed även att fastställa toleranströskeln. Den generella miljökonsekvensbedömningen kan vara särskilt värdefull då man har för avsikt att konstruera ett heltäckande system beträffande regleringen av människans förhållande till miljön.²⁶⁰ En individuell miljökonsekvensbedömning kunde

257 Det är dock skäl att konstatera att artikel 8(1) i dir. 2000/60/EG innehåller en föreskrift om att program som upprättats i enlighet med artikeln för övervakning av vattenstatusen endast skall "kompletteras med specifikationerna i den gemenskapslagstiftning enligt vilken de enskilda skyddade områden upprättades". Detta behöver dock inte nödvändigtvis utesluta möjligheten att skyddade områden som kvalificerats på basis av rent nationell lagstiftning även skulle omfattas av en registreringsskyldighet. Vattenramdirektivet skulle endast lämna frågan om övervakning av vattenstatusen genom program beträffande sådana skyddade områden delvis oreglerad.

258 Dir. 2000/60/EEG bilaga IV punkt 1 underpunkterna ii–v.

259 Syftet med upprättandet av program för övervakning av vattenstatus är enligt dir. 2000/60/EG artikel 8(1) att upprätta en sammanhållen och heltäckande översikt över vattenstatusen inom varje avrinningsdistrikt, vilket eventuellt kunde anses förutsätta att även sådana skyddade områden som har sin rättsliga basis i rent nationella bestämmelser inkluderas i registrerings-skyldigheten.

260 Till dessa frågor återkoms i del III.

påstås ha en mera begränsad roll då dess uppgift i det stora hela är att utreda frågor som blir aktuella på ett mera begränsat plan.²⁶¹ På gemenskapsrättslig nivå ingår reglering av individuell miljökonsekvensbedömning i MKB-direktivet (85/337/EEG) beträffande projekt och i SMKBL-direktivet (2001/42/EG) beträffande planer och program. Vidare är det skäl att lägga märke till den skyldighet att utföra en konsekvensbedömning som det föreskrivs om i habitatdirektivet (92/443/EEG) beträffande planer och projekt som på ett betydligt sätt kan påverka ett område inom nätverket Natura 2000. I nationell lagstiftning finns motsvarande skyldigheter t.ex. inskrivna i MKBL (468/1994) beträffande projekt, SMKBL (200/2005) och MBL (132/1999) beträffande planer och program, samt i NVL (1096/1996) beträffande områden i nätverket Natura 2000.

1.3.1 VAD ÄR FÖREMÅL FÖR EN BEDÖMNING?

Det är skäl att inleda granskningen beträffande en individuell miljökonsekvensbedömning med att klargöra vad som avses med projekt, planer och program, som alltså är eller kan vara föremål för en miljökonsekvensbedömning. Med ett projekt avses enligt MKB-direktivet, för det första, utförande av byggnads- eller anläggningsarbeten eller andra installationer eller arbeten, och, för det andra, andra ingrepp i den naturliga omgivningen och i landskapet, inklusive mineralutvinning.²⁶² Den första avgränsningen är relativt klar och åskådlig. Det hänvisas till olika arbeten av konstruktionskaraktär, vilka alltid torde bestå av en i tid och rum avgränsbar och identifierbar handling. Handlingen kan i sig naturligtvis utföras upprepade gånger men det torde vara möjligt att i varje enskilt fall identifiera och avgränsa varje upprepad handling som en enskild handling eller vid mån av möjlighet identifiera en helhet som består av vissa upprepade eller enskilda åtgärder. Denna enskilda handling kan utsträcka sig mer eller mindre i tid, dvs. ta en längre eller kortare tid att utföra, men det torde även gå att identifiera när handlingens aktiva fas är över, trots att eventuella följder, även sådana som inte tidsmässigt uppstått i samband med den aktiva fasen, givetvis fortfarande kan uppstå i miljön. Denna aktiva fas av handlingen utgör ett projekt enligt MKB-direktivet, och alla dess följder, inklusive sådana som uppstår efter denna aktiva fas men som på sätt eller annat är en följd av projektet, utgör den påverkan som skall bedömas.

Den andra avgränsningen beträffande definitionen på projekt i MKB-direktivet är mera problematisk emedan den tenderar eller åtminstone riskerar

261 Se Koivurova *Environmental Impact Assessment in the Arctic* 2002, s. 13–14, där det konstateras att en (individuell) miljökonsekvensbedömning har som syfte att på ett vetenskapligt sätt utreda möjliga följder av en föreslagen verksamhet.

262 Dir. 85/337/EEG artikel 1(2). Beträffande frågan huruvida uttag av grundvatten utgör ett ingrepp i naturen eller landskapet, se Schlüter "Grundwasserförderung und naturschutzrechtliche Eingriffsregelungen" 2003, s. 17–35.

att spränga gränserna för en meningsfull definition. Visserligen saknar den omfattande definitionen egentliga problematiska rättsverkningar i en isolerad kontext, eftersom MKB-direktivets tillämpningsområde begränsas till särskilda projekt som uppräknas i direktivets bilaga I²⁶³ och II.²⁶⁴ Eftersom definitionen på ett projekt i MKB-direktivet kan ha relevans utöver tillämpningen av själva direktivet är det dock skäl att ta definitionen till en närmare granskning. Den definitionsmässiga svårigheten kunde nämligen påstås ligga i att man i första hand inte fokuserar på själva handlingens karaktär, utan på dess följder. En handling är ett projekt enligt definitionen i MKB-direktivet ifall handlingen utgör ett ingrepp i den naturliga omgivningen eller landskapet. En utgångspunkt är alltså att vilket ingrepp som helst utgör ett projekt enligt MKB-direktivet. Med ett ingrepp i sin tur torde avses i princip vilken form av intervention eller följd som helst, som riktar sig till eller med andra ord uppstår i den naturliga omgivningen eller landskapet. I sig har man i definitionen på ett projekt inte utfört någon kvalifikation beträffande intensiteten av ingreppet. Faktumet att en följd uppstår, i form av ett ingrepp, är den relevanta faktorn. Dock bör det beaktas att till buds stående rättsmedel är begränsade enligt MKB-direktivet eftersom medlemsstater enbart skall vidta alla nödvändiga åtgärder för att säkerställa att sådana projekt som kan antas medföra en betydande miljöpåverkan blir föremål för krav på tillstånd och en bedömning av deras påverkan innan tillstånd beviljas.²⁶⁵

Beträffande vad som kunde avses med ett ingrepp kan ledning även härledas ur MKB-direktivets artikel 3 som avser en miljökonsekvensbedömnings omfattning. Konsekvensbedömningen skall på ett lämpligt sätt identifiera, beskriva och bedöma både de direkta och indirekta effekterna av ett projekt beträffande, för det första, människor, fauna och flora. Med effekter på fauna och flora torde även avses följder som riktar sig till sådana ekologiska värden, såsom t.ex. livsmiljöer, eftersom en sådan effekt nödvändigtvis alltid torde kunna anses ha

263 Enligt dir. 85/337/EEG artikel 4(1) bör medlemsstater se till att projekt i direktivets bilaga I blir föremål för en konsekvensbedömning.

264 Enligt dir. 85/337/EEG artikel 4(2) bör medlemsstater beträffande projekt som finns uppräknade i direktivets bilaga II avgöra huruvida även sådana projekt skall bli föremål för en konsekvensbedömning. Medlemsstater kan beträffande dessa projekt utgå antingen från, för det första, en granskning från fall till fall, eller, för det andra, gränsvärden eller kriterier som fastställs av medlemsstaten, eller, för det tredje, en kombination av dessa, då man avgör huruvida projektet skall bli föremål för en konsekvensbedömning eller inte. Medlemsstater kan dock varken basera avgörandet från fall till fall eller fastställa gränsvärden eller kriterier enligt ett fritt skön utan skall beakta bl.a. projektets karakteristiska egenskaper och miljöns känslighet i de geografiska områdena som antas bli påverkade av ett projekt. Se närmare dir. 85/337/EEG bilaga III beträffande urvalskriterier som skall beaktas vid en granskning från fall till fall eller ett fastställande av gränsvärden eller kriterier. Se C-133/94, *Kommissionen mot Belgien*, domskälen, punkt 42; C-435/97, *World Wildlife Fund (WWF) m.fl. och Autonome Provinz Bozen m.fl.*, domskälen, punkt 37 samt C-72/95, *Kraaijeveld m.fl.*, domskälen, punkt 53 beträffande restriktioner i en medlemsstats möjligheter att tillämpa dir. 85/337/EEG artikel 4(2). Se även Wegener ”Die UVP-Pflichtigkeit sog. Anhang II-Vorhaben” 1997, s. 463.

265 Dir. 85/337/EEG artikel 2(1).

effekter åtminstone antingen på flora eller på fauna. För det andra, skall effekter på mark, vatten, luft, klimat och landskap identifieras, beskrivas och bedömas. För det tredje, skall effekter på materiella tillgångar och kulturarv även omfattas av konsekvensbedömningen. Denna sist nämnda aspekt är relativt intressant eftersom det kunde ifrågasättas huruvida sådana följder kunde anses utgöra ingrepp i den naturliga omgivningen.²⁶⁶ Med uttrycket kulturarv skulle kunna avses sådana objekt, som t.ex. byggnader eller liknande, vilka dock med fog kunde anses omfattas av begreppet landskap. Detta har en viss relevans, eftersom definitionen på projekt, för att den skall innefatta mera än genomförande av byggnads- eller anläggningsarbeten eller konstruktion av andra installationer eller utförande av andra arbeten, förutsätter ett ingrepp antingen i den naturliga omgivningen eller landskapet.²⁶⁷ För det fjärde, förutsätts det ytterligare att konsekvensbedömningen även skall identifiera, beskriva och bedöma samspelet mellan de nyss nämnda faktorerna.

Det är såtillvida ytterst intressant att kunna konstatera att definitionen på ett projekt hänvisar till följderna av mänsklig verksamhet som den avgörande faktorn beträffande den rättsliga behandlingen av en sådan följd. Eftersom bedömningen i princip aktualiseras först i samband med en viss mänsklig handling, dvs. ett projekt, så är det relativt naturligt att man inte hänvisat till följder som ursprungligen härstammat från någon annan källa. Hänvisningen kunde, med beaktande av den nyss nämnda logiska restriktionen, inte formuleras på ett klarare sätt så att den skulle vara förenlig med teorin om normativ miljö kvalitet såsom den gestaltats i denna forskning. Det är följden, inte dess orsak, som är den främsta och viktigaste faktorn för att avgöra följdens rättsliga behandling och rättsföljder.²⁶⁸

De nationella föreskrifterna varmed MKB-direktivet implementerats bygger även de i första hand på en förteckning i MKBF över sådana verksamheter beträffande vilka det förutsätts att en miljökonsekvensbedömning utförs.²⁶⁹ Enligt 4 § 2 mom. MKBL tillämpas förfarandet vid miljökonsekvensbedömning dock i enskilda fall när ett projekt eller en väsentlig ändring av ett redan genomfört projekt sannolikt leder till betydande skadliga miljökonsekvenser som, även med de sammantagna konsekvenserna av olika projekt, till sin natur och omfattning

266 Detta är givetvis beroende på hur orden naturlig och omgivning förstås.

267 Dir. 85/337/EEG artikel 1(2). Den kanske teoretiska frågan är då under vilka omständigheter en verksamhet eller handling, som inte kunde anses vara ett byggnads- eller anläggningsarbete eller annan installation eller arbete, och som endast skulle ha effekter på materiella tillgångar kunde anses vara ett projekt.

268 Det är skäl att återigen understryka att begränsningen i dir. 85/337/EEG bilaga I och II endast avser en begränsning av tillämpningen av rättsmedel, dvs. i detta fall skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning, till sådana projekt som framgår ur bilagorna. Den allmänna definitionen av ett projekt enligt direktivets artikel 1(2) påverkas däremot inte av bilagorna.

269 Projekt som innefattas av bedömningsskyldigheten enligt 6 § MKBF är djurhållning, tagande och bearbetning av naturtillgångar, byggande i vattendrag och vattenreglering, metallindustri, skogsindustri, kemisk industri och produktion av mineralprodukter, energiproduktion, överföring samt lagring av energi och substanser, trafik, vatten och avlopp, samt avfallshantering.

kan jämföras med konsekvenserna av sådana projekt som finns förtecknade i MKBF. Därmed innefattar skyldigheten att utföra en miljökonsekvensbedömning alla sådana projekt som med en viss sannolikhet skulle leda till betydande skadliga miljökonsekvenser oberoende av projektets natur och karakteristiska drag som sådana. En skyldighet enligt 4 § 2 mom. MKBL kan dock endast aktualiseras genom myndighetsinitiativ (MKBL 6.1 § och MKBF 8 §). Då är det återkommande problemet att en myndighet inte nödvändigtvis erhåller kännedom om ett projekt som inte faller innanför ett tillståndsförfarande eller en anmälningsskyldighet, trots att projektet i det enskilda fallet kunde ha betydande skadliga konsekvenser i miljön. Ifall miljökonsekvenserna av ett projekt redan utretts på ett motsvarande sätt som förutsatts i MKBL vid ett annat i lag reglerat förfarande och det vid detta förfarande varit möjligt att höra alla sådana parter vars förhållanden eller intressen kan påverkas av projektet behöver inte en skild konsekvensbedömning utföras på nytt (MKBL 5.2 §). Det väsentliga är alltså att en konsekvensbedömning blir utförd, inte formaliteten enligt vilken lagstiftning detta skett.

Eftersom ett projekt i flera fall föregås och påverkas av en plan eller ett program av något slag, kan det i viss mån vara oändamålsenligt och för sent att bedöma först det enskilda projektets miljökonsekvenser i stället för att beakta dessa redan då planen eller programmet utarbetas.²⁷⁰ Med planer och program avses enligt SMKB-direktivet endast utarbetning av eller ändring av planer och program som utarbetas eller antas av en myndighet på nationell, regional eller lokal nivå.²⁷¹ Vidare omfattas även sådana planer och program som utarbetas av en myndighet för att antas av parlamentet eller regeringen genom ett lagstiftningsförfarande. Beträffande en plan eller ett program förutsätts det ytterligare att planen eller programmet skall vara förutsatt enligt lag eller annan författning.²⁷² Det är denna involvering av en myndighet,²⁷³ antingen i form av att planen utarbetas eller antas av myndigheten, som avgör huruvida det är fråga om en sådan plan eller ett sådant program som omfattas av SMKB-direktivets tillämpnings-

270 Se t.ex. Faßbender "Grundfragen und Herausforderungen des europäischen Umweltplanungsrechts" 2005, s. 1123–1124; Hendler "Das Gesetz zur Einführung einer Strategischen Umweltprüfung" 2005, s. 977 samt Schink "Umweltprüfung für Pläne und Programme" 2005, s. 615–616.

271 I dir. 2001/42/EG artikel 2 föreskrivs visserligen om planer och program "som utarbetas och/eller antas av en myndighet" [kursivering här], vilket klarlägger explicit att även planer och program som både utarbetas och antas av en myndighet är en plan eller ett program som är innanför direktivets tillämpningsområde.

272 Dir. 2001/42/EG artikel 2. Visserligen innebär skyldigheter beträffande utarbetande av planer eller program som direkt härstammar från gemenskapsrätt och som implementerats i nationell rätt att ett antal planeringsinstrument kommer att falla inom ramen för skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning. Se Faßbender "Grundfragen und Herausforderungen des europäischen Umweltplanungsrechts" 2005, s. 1123–1127.

273 Begreppet myndighet är inte definierat i dir. 2001/42/EG men det torde inte kunna tolkas snävt. Se RP 243/2004, s. 24, där det i det stora hela konstateras att begreppet myndighet skall tolkas med utgångspunkt i huruvida det aktuella organet sköter offentligt rättsliga uppgifter.

område. Planer och program som i sin helhet utarbetas och antas utan någon som helst involvering från en myndighet är inte en plan eller ett program enligt SMKB-direktivet. Vilken grad av involvering som förutsätts är en annan fråga. Detta är särskilt problematiskt beträffande kravet på att planen eller programmet skall utarbetas av myndigheten. När en myndighet kan anses anta en plan eller ett program torde bli föremål för mindre diskussion. Bemyndigandet eller kompetensen att anta en plan eller ett program torde framgå ur någon form av rättslig författning, vilket med samma alltså avgör huruvida det är en myndighet som är kompetent att anta planen eller programmet.

Svaret på frågan i hurdan omfattning myndigheten självständigt skall utarbeta en plan eller ett program för att definitionen på en plan och ett program enligt SMKB-direktivet skall uppfyllas framgår inte explicit av föreskrifterna i direktivet. Även om det i artikel 2 i SMKB-direktivet föreskrivs att planen eller programmet skall ”utarbetas” av en myndighet, så torde det inte förutsättas att utarbetningen i sin helhet bör tillfalla myndigheten utan någon som helst medverkan av en i förhållande till myndigheten utomstående part. En sådan tolkning skulle i praktiken göra SMKB-direktivet otillämpbart, eftersom en involvering av allmänheten, direkt påverkade parter, målsägande, utomstående experter eller motsvarande parter i utarbetandet av en plan eller ett program skulle innebära att planen eller programmet inte strikt taget i praktiken ”utarbetats” av myndigheten utan istället av myndigheten tillsammans med en eller flera mer eller mindre i förhållande till myndigheten utomstående parter. En lindrigare tolkningsvariant är därmed påkallad. Nämligen, utarbetningen av en plan eller ett program där myndigheten på sitt sätt behöll sista ordet, trots att en direkt skyldighet att höra en nyss nämnd eller motsvarande part med respektive skyldigheter att beakta de åhörda åsikterna skulle existera, skulle utgöra en plan eller ett program som kunde anses vara utarbetad respektive utarbetat av myndigheten i enlighet med SMKB-direktivet. Däremot skulle en plan eller ett program där en myndighet endast deltog i utarbetningen, t.ex. genom att uttrycka sin åsikt över planen eller programmet, inte utgöra en plan eller ett program enligt SMKB-direktivet.

Det är här skäl att hänvisa till definitionen beträffande vad som avses med en plan eller ett projekt enligt habitatdirektivet (92/43/EEG). En plan eller ett projekt utgörs av vilken som helst mänsklig verksamhet eller åtgärd som kan ha en sådan förbjuden följd som avses i habitatdirektivet. Begreppen plan och projekt kan inte i denna kontext tolkas snävt.²⁷⁴ Eftersom det dock förutsätts någon form av åtgärd, så torde ren inaktivitet eller passivitet inte i allmänhet kunna anses utgöra en plan eller ett projekt. I sådana fall förutsätts dock att inaktiviteten är så att säga total, dvs. endast om man faktiskt i sin helhet avstår från att uppgöra en

274 Se mål C-127/02 *Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels mot Staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij*, domskälen, punkt 21–29, där det bl.a. genom att hänvisa till dir. 85/337/EEG konstaterades att en upprepad eller årligen återkommande verksamhet är ett projekt enligt dir. 92/43/EEG.

plan eller inleda ett projekt så uppfylls inte definitionen. Hur en eventuell påverkan kunde uppkomma till följd av en plan eller ett projekt är i sin tur irrelevant. Det är skäl att konstatera att även indirekt påverkan som följer av en plan eller ett projekt leder till en skyldighet att utföra en konsekvensbedömning. Med andra ord, om påverkan förorsakas av inaktivitet eller passivitet inom själva genomförandet av planen eller projektet, t.ex. genom att behövliga säkerhets- eller skyddsåtgärder inte vidtas, så är det själva planen eller projektet som förorsakar påverkan, och därmed aktualiseras skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning. Så är även fallet beträffande kumulativa konsekvenser, eftersom konsekvenserna av en plan eller ett projekt skall bedömas även beträffande de konsekvenser som kan uppstå i kombination med andra planer eller projekt.²⁷⁵

1.3.2 OM FÖRHÅLLET TILL ATT FASTSTÄLLA TOLERANSTRÖSKELN

MKB-direktivet (85/337/EEG) tillämpas på bedömningen av miljöeffekterna av offentliga och privata projekt som kan antas medföra betydande påverkan på miljön.²⁷⁶ Vidare förutsätts det att medlemsstaterna skall vidta alla nödvändiga åtgärder för att säkerställa att projekt som kan antas medföra en betydande miljöpåverkan blir föremål för krav på tillstånd och en bedömning av deras påverkan innan tillstånd ges. När ett projekt kan antas medföra en betydande miljöpåverkan avgörs bland annat på basis av projektets art, storlek eller lokalisering.²⁷⁷ Det intressanta är att det förutsätts att medlemsstater sätter upp ett tillståndsförfarande beträffande sådana projekt som kan antas medföra en betydande miljöpåverkan. Därmed föreskrivs i MKB-direktivet inte enbart om skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning utan också om ett särskilt rättsmedel, dvs. tillstånd, som förutsätts beträffande sådana projekt som skall konsekvensbedömas.²⁷⁸ Vidare är det skäl att uppmärksamma att det inte

275 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3). Se även Füßer "Die Errichtung des Netzes NATURA 2000 und die FFH-Verträglichkeitsprüfung" 2005, s. 463.

276 Dir. 85/337/EEG artikel 1(1).

277 Dir. 85/337/EEG artikel 2(1). Se även Jörissen – Coenen "The EEC directive on EIA and its implementation in the EC Member States" 1992, s. 4–5. Vidare bör det uppmärksammas att när man avgör vad som utgör en betydande påverkan som härstammar från delprojekt eller ändring av befintliga projekt, så skall påverkans eventuella betydande karaktär avgöras med utgångspunkt från den helhetspåverkan som miljön blir utsatt för. Se Thorwarth "Die Umweltverträglichkeitsprüfung bei der Änderung von Hochwasserschutzdeichen" 1991, s. 74 och 82–86.

278 Begreppet tillstånd som utnyttjas i den svenska språkversionen kan dock vara aningen missvisande, eftersom man lätt drar en parallell mellan tillstånd enligt MKB-direktivet och befintliga nationella tillståndsförfaranden. Ett kanske mera lyckat och neutralt begrepp kunde därmed ha varit "godkännande", eftersom det kanske på ett klarare sätt fört fram det utrymme för manöver som medlemsstater innehar då de avgör hur förfarandet vad gäller godkännandet av projekt konstrueras. Jämför t.ex. även med uttrycken "requirement for development consent", och "Genehmigungspflicht unterworfen" som utnyttjats i den engelska respektive den tyska språkversionen. Se även dir. 85/337/EEG artikel 2(2) och 2(2a).

förutsatts att den betydande miljöpåverkan med säkerhet skall uppstå, utan det är tillräckligt att påverkan kan antas uppstå. Därmed räcker det att en risk för eller en möjlighet att en betydande miljöpåverkan skulle uppstå existerar. Hur hög den relevanta risken skall vara framgår däremot inte av direktivet. Med säkerhet kan det konstateras att då det utan tvivel kan konstateras att en betydande miljöpåverkan inte kommer att inträffa, så existerar ingen skyldighet att utföra en konsekvensbedömning.

Avgörande för tillämpningen av MKB-direktivet är den relevanta toleransströskeln som beskrivs i uttrycket ”betydande miljöpåverkan bland annat på grund av sin art, storlek eller lokalisering”.²⁷⁹ Ifall det finns en viss möjlighet att denna toleransströskel överstigs beträffande ett projekt bör en miljökonsekvensbedömning utföras. Detta innebär att man inte ex ante kan föreskriva om ett generellt undantag beträffande en viss typ av projekt, eftersom avgörandet beträffande skyldigheten att utföra en miljökonsekvensbedömning i princip bör fattas på basis av ett enskilt projekts miljöpåverkan.²⁸⁰ Beträffande ändringar i projekt är det skäl att konstatera att alla sådana ändringar i ett projekt som kunde leda till att toleransströskeln överstegs skall bedömas med avseende på ändringarnas konsekvenser i miljön trots att en ändring av ett projekt inte explicit nämnts i direktivet.²⁸¹

På motsvarande sätt, som är fallet med projekt, föreskrivs även om en skyldighet att utföra en så kallad miljöbedömning, eller med andra ord en miljökonsekvensbedömning, av planer och program enligt SMKB-direktivet (2001/42/EG) vilken även den är sammanknuten till de möjliga följderna i den fysiska miljön, men i detta fall naturligtvis beträffande påverkan eller följderna av planen eller programmet. SMKB-direktivet förutsätter att planer och program som kan antas medföra betydande miljöpåverkan skall bedömas i syfte att utreda planens eller programmets inverkan och effekt i den fysiska miljön.²⁸² Skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning enligt SMKB-direktivet är, för det första, sammanknutet till MKB-direktivet och de projekt som det sist nämnda direktivet tillämpas på. Vägledning beträffande vilka planer eller program som omfattas av SMKB-direktivets tillämpningsområde fås genom att planen eller programmet skall vara utarbetad respektive utarbetad för jord- och skogsbruk, fiske, energi,

279 Dir. 85/337/EEG artikel 2(1).

280 En medlemsstat har ju enligt dir. 85/337/EEG artikel 4(2) ett visst utrymme för manöver beträffande hur det avgörs huruvida ett projekt enligt direktivets bilaga II bör konsekvensbedömas. Detta utgör dock endast ett verktyg för att ”underlätta bedömningen av ett projekts konkreta art i syfte att avgöra om det omfattas av en bedömningsskyldighet och inte att på förhand från denna skyldighet undanta vissa hela grupper av projekt”. Se C-133/94, *Kommisjonen mot Belgien*, domskälen, punkt 42 och C-435/97, *World Wildlife Fund (WWF) m.fl. och Autonome Provinz Bozen m.fl.*, domskälen, punkt 37. Se även C-72/95, *Kraaijeveld m.fl.*, domskälen, punkt 53. Se ytterligare Wegener ”Die UVP-Pflichtigkeit sog. Anhang II-Vorhaben” 1997, s. 463.

281 C-72/95, *Kraaijeveld m.fl.*, domskälen, punkt 37–42 och C-435/97, *World Wildlife Fund (WWF) m.fl. och Autonome Provinz Bozen m.fl.*, domskälen, punkt 39–40.

282 Dir. 2001/42/EG artikel 3(1).

industri, transporter, avfallshantering, vattenförvaltning, telekommunikationer, turism samt fysisk planering eller markanvändning.²⁸³ Vidare förutsätts det, för att SMKB-direktivet skall bli tillämpligt, att förutsättningarna för kommande tillstånd för projekt enligt bilagorna I och II i MKB-direktivet skall anges i den aktuella planen eller det ifrågavarande programmet.²⁸⁴

Det är skäl att begrunda frågan beträffande vad som avses med att förutsättningarna för kommande tillstånd för projekt skall vara angivna i planen eller programmet. Ifall man tar avstånd från en restriktiv tolkning skulle man kunna påpeka att det inte förutsätts att planen eller programmet explicit skulle ta ställning till ett enskilt projekt och tillståndet för detta projekt. Om så vore fallet skulle det med andra ord förutsättas att planen eller programmet de facto utgjorde tillstånd för projektet. Sådana planer eller program omfattas utan tvivel av en skyldighet att utföra en konsekvensbedömning, men skyldigheten sträcker sig längre än så. Uttrycket ”förutsättningarna” kan inte anses hänvisa till de särskilda förutsättningarna, t.ex. de specifika villkoren för ett tillstånd, för ett projekt. En sådan tolkning motsvarar inte innehållet av uttrycket i SMKB-direktivet, även om tolkningen isolerat från det övriga innehållet i direktivet eventuellt kunde försvaras. Det främsta argumentet mot denna tolkning är att tolkningen i praktiken skulle lägga ett likhetstecken mellan, å ena sidan, en plan eller ett program, och, å andra sidan, ett tillstånd för ett enskilt projekt. Därmed kan det konstateras att det är tillräckligt att de allmänna ramarna som t.ex. styr tillståndsgivande i framtiden fastslagits i planen eller programmet för att kriteriet på att förutsättningarna för framtida tillstånd skall vara angivna i planen eller programmet är uppfyllt. Detta innebär att alla enskilda förutsättningar inte behöver anges i planen eller programmet för att SMKB-direktivet skall bli tillämpligt på planen eller programmet.²⁸⁵

Ytterligare är skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning enligt SMKB-direktivet sammanknuten till habitatdirektivet (92/43/EEG) genom en hänvisning. Det föreskrivs nämligen om en skyldighet att bedöma konsekvenserna av en plan eller ett program som med tanke på att den eller det kan antas påverka områden kräver en bedömning enligt habitatdirektivet.²⁸⁶ Hänvisningen är riktad

283 Se även SMKBL 5.1 § där det föreskrivs att även planer eller program som bereds inom andra sektorer skall genomgå en miljökonsekvensbedömning ifall planen eller programmet eller en ändring av planen eller programmet bedöms kunna ha betydande miljökonsekvenser. En ytterligare förutsättning för skyldigheten att utföra en miljökonsekvensbedömning är att planen eller programmet baserar sig på en lag, förordning eller administrativ bestämmelse och anger förutsättningarna för tillstånd för projekt eller godkännande av projekt.

284 Dir. 2001/42/EG artikel 3(2)(a). Se även Schink ”Umweltprüfung für Pläne und Programme” 2005, s. 616–617, beträffande avgränsningen av planer och program från skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning.

285 I den engelska språkversionen talas om ”the framework”, i den franska om ”le cadre”, i den tyska om ”der Rahmen” som bör anges i planen eller programmet för att SMKB-direktivet skall bli tillämpligt. Detta talar för den antagna tolkningen av uttrycket ”förutsättningarna” i den svenska språkversionen. Se dir. 2001/42/EG artikel 3(2)(a).

286 Se dir. 2001/42/EG artikel 3(2)(b) där det hänvisas till dir. 92/43/EEG artikel 6 och 7.

till områden inom nätverket Natura 2000 och den särskilda skyldigheten att bedöma konsekvenserna av alla planer som inte direkt hänger samman med eller är nödvändiga för skötseln och förvaltningen av ett Natura 2000 område men som enskilt eller i kombination med andra planer eller projekt kan påverka området på ett betydande sätt.²⁸⁷ Denna särskilda skyldighet tycks i viss mån vara komplementär med det särskilda förfarandet och kravet vilket det föreskrivs om i habitatdirektivet. Ordalydelsen i SMKBDirektivet talar dock för att konsekvensbedömningarna formellt sätt inte skulle utesluta varandra, men en kombination av förfarandet i praktiken torde vara möjligt så att bedömningen av konsekvenserna enligt SMKBDirektivet och habitatdirektivet kunde ske koordinerat. Dock är det skäl att uppmärksamma att habitatdirektivet ger en mera omfattande handlingsfrihet i att modellera förfarandet vid konsekvensbedömningen och själva bedömningen, medan SMKBDirektivet innehåller föreskrifter om själva förfarandet vid konsekvensbedömningen som inte får åsidosättas ifall en konsekvensbedömning förutsätts enligt SMKBDirektivet.²⁸⁸ Beaktas bör också att habitatdirektivet även är striktare beträffande rättsföljder av konsekvensbedömningen, eftersom konsekvensbedömningen inte bara skall beaktas vid ett eventuellt förfarande, utan dess resultat bör även förhindra förverkligandet av föremålet för bedömningen ifall följderna så påkallar.²⁸⁹

En fråga beträffande toleranströskeln uppstår dock i samband med tolkningen av SMKBDirektivet. Enligt huvudregeln verkar det som om planer och program endast bör konsekvensbedömas om det kan antas att planen eller programmet kan medföra betydande miljöpåverkan.²⁹⁰ Denna till synes klara huvudregel fördunklas dock i viss mån av en undantagsföreskrift till följd av vilken medlemsstater kan undandra vissa planer eller program från skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning trots att man i dessa planer eller program skulle ange förutsättningarna för kommande tillstånd för projekt enligt bilagorna I och II till MKBDirektivet eller trots att planen eller programmet enligt habitatdirektivet kunde påverka ett Natura 2000 område på ett otillåtet sätt. Nämligen, beträffande sådana planer och program i vilka användningen av små områden på lokal nivå fastställs, samt mindre ändringar i planer och program föreskrivs det om en skyldighet att utföra en miljökonsekvensbedömning endast om medlemsstaten finner att dessa planer eller program eller mindre ändringar i dem kan antas medföra betydande miljöpåverkan.²⁹¹ Detta innebär att övriga planer och program som inte faller inom ramen för undantagsstadgandet i princip

287 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3).

288 Se dir. 2001/42/EG artikel 4–9, beträffande förfarandet enligt SMKBDirektivet. Jämför med dir. 92/43/EEG artikel 6(3) där det endast förutsätts att bedömningen av konsekvenserna sker på ett lämpligt sätt.

289 Se dir. 85/337/EEG artikel 8 och dir. 2001/42/EG artikel 8. Jämför med dir. 92/43/EEG artikel 6(3). Se även Halama "Die FFH-Richtlinie – unmittelbare Auswirkungen auf das Planungs- und Zulassungsrecht" 2001, s. 510.

290 Dir. 2001/42/EG artikel 3(1).

291 Dir. 2001/42/EG artikel 3(3).

mer eller mindre presumeras medföra en betydande miljöpåverkan. Annars skulle undantagsföreskriften vara onödig eftersom det automatiskt borde följa att planer eller program som inte kan antas medföra betydande miljöpåverkan inte är underkastade någon skyldighet att utföra en miljökonsekvensbedömning. En eventuell presumtion, om en sådan anses existera, förminskar dock inte vikten av uttrycket betydande miljöpåverkan som i detta fall utgör den fastställda toleranströskeln. Detta faktum bekräftas av skyldigheten för medlemsstater att avgöra om andra planer och program, än sådana som explicit räknats upp i SMKB-direktivet²⁹² och i vilka ramen fastställs för kommande tillstånd för projekt, kan antas medföra betydande miljöpåverkan.²⁹³

Sammanfattningsvis är det skäl att uppmärksamma att det är just den betydande miljöpåverkan, dvs. inverkan eller effekten i miljön som till sin intensitet överstiger vad som föreskrivits enligt den fastställda toleranströskeln, som är avgörande för att bedöma huruvida en konsekvensbedömning skall utföras eller inte. Därmed kan ett projekt, en plan eller ett program undantas från kravet på att utföra en miljökonsekvensbedömning endast om följderna av projektet, planen eller programmet som undantagits, på grundval av en helhetsbedömning, kan anses vara sådana att dessa inte kan ha en betydande inverkan på miljön, dvs. ifall det går att visa att den fastställda toleranströskeln inte överstigs. Toleranströskeln är med andra ord den avgörande referenspunkten.²⁹⁴ Därmed är det befogat att fästa en noggrannare blick på vad som avses med uttrycket betydande miljöpåverkan.

1.3.3 BETYDANDE MILJÖPÅVERKAN SOM TOLERANSTRÖSKEL

Betydande miljöpåverkan är i sig inte explicit definierat, varken i MKB-direktivet eller i SMKB-direktivet. Däremot har vissa kriterier för att avgöra om påverkan kan antas vara betydande angivits i direktiven.²⁹⁵ För det första, är det intressant

292 Dessa utgjordes som bekant enligt dir. 2001/42/EG artikel 3(2) av alla planer och program som utarbetas för jord- och skogsbruk, fiske, energi, industri, transporter, avfallshantering, vattenförvaltning, telekommunikationer, turism samt fysisk planering eller markanvändning och i vilka förutsättningarna anges för kommande tillstånd för projekt enligt bilagorna I och II till direktiv 85/337/EEG eller som med tanke på att de kan antas påverka områden kräver en bedömning enligt artiklarna 6 eller 7 i direktiv 92/43/EEG.

293 Dir. 2001/42/EG artikel 3(4).

294 Se C-435/97 *World Wildlife Fund (WWF) m.fl. och Autonome Provinz Bozen m.fl.*, domskälen, punkt 44–45. Fallet gällde visserligen endast dir. 85/337/EEG och därmed endast projekt, men den antagna tolkningen kan säkerligen tillämpas även på planer och program enligt dir. 2001/42/EG. Det är även skäl att lägga märke till att fallet gällde dir. 85/337/EEG enligt dess ursprungliga formulering före en förändring av direktivet till följd av dir. 97/11/EG.

295 Se dir. 85/337/EEG artikel 4(3) där det hänvisas till direktivets bilaga III beträffande vad som skall beaktas då det avgörs huruvida en miljöpåverkan är betydande beträffande sådana projekt som finns uppräknade i direktivets bilaga II. Se även dir. 2001/42/EG artikel 3(5) där det hänvisas till direktivets bilaga II. Se ytterligare Jaeger – Kames ”Zur Erforderlichkeit der Prüfung von Alternativstandorten im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung” 1992, s. 272–276, beträffande betydelsen av existensen av alternativa orter för genomförandet av ett projekt.

att lägga märke till att då man avgör huruvida en plan eller ett program kan antas ha en betydande miljöpåverkan, så bör man beakta särdragen både hos den förväntade påverkan och hos det område som kan antas komma att påverkas.²⁹⁶ Beträffande projekt har man explicit föreskrivit om kriterier som bör utnyttjas då man avgör huruvida en konsekvensbedömning är aktuell eller inte beträffande sådana fall där en medlemsstat enligt MKB-direktivet har ett visst utrymme för manöver. Dessa kriterier omfattar ett beaktande av såväl miljöns känslighet som egenskaperna hos de potentiella effekterna.²⁹⁷ Därmed beaktas ortskänsligheten hos den attackerade miljön, vilket är i enlighet med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Ortskänsligheten innehåller en hänvisning till en fastställd toleranströskel eftersom betydelsen av och sårbarheten hos det område som kan antas komma att beröras beaktas i och med att man hänvisar till bl.a. speciella särdrag i naturen, överskridna miljö kvalitetsstandarder eller gränsvärden. Dessutom skall påverkan av områden eller natur som har erkänd nationell, gemenskaps- eller internationell skyddsstatus beaktas.²⁹⁸ Med erkännande och dylika uttryck kan anses hänvisas till en fastställd toleranströskel, dvs. en inrättande norm som identifierat och kvalificerat ett visst förhållande i den fysiska miljön. Ytterligare beaktas den särskilda karaktären av påverkan vilket främst har att göra med allvarlighetsgraden och omfånget av själva påverkan. Det förutsätts att omfattningen av påverkan i geografiskt hänseende och antalet personer som kan antas komma att beröras, påverkans gränsoverskridande art samt riskerna för människors hälsa eller för miljön beaktas. Av betydelse är även påverkans individuella karakteristika då påverkans eventuella ackumulerade art samt sannolikheten, varaktigheten och frekvensen av påverkan och möjligheten att avhjälpa den bör beaktas.²⁹⁹ Det är skäl att lägga märke till att även sådana sist nämnda faktorer som i första hand verkar vara sammanknutna till karaktären av själva påverkan i sista hand kan vara beroende av den attackerade miljöns ortskänslighet, eftersom denna i sin tur påverkar sannolikheten, varaktigheten och frekvensen samt möjligheten att avhjälpa den ursprungliga påverkan. Det har dock påpekats att en betydande miljöpåverkan även kunde utgöras av en positiv konsekvens för miljön.³⁰⁰

296 Dir. 2001/42/EG bilaga II punkt 2. Se även dir. 85/337/EEG bilaga III.

297 Se dir. 85/337/EEG bilaga III punkt 2 där man bl.a. räknar upp naturresursernas relativa förekomst, kvalitet och förnyelseförmåga i området samt den naturliga miljöns tålighet, som relevanta faktorer för att avgöra miljöns känslighet.

298 Se dir. 2001/42/EG bilaga II punkt 2, där det ytterligare hänvisas till kulturarvet och intensiv markanvändning som relevanta faktorer då det bedöms huruvida betydelsen av och sårbarheten hos området som kan antas komma att beröras är av sådan art att en betydande miljöpåverkan är vid handen.

299 Dir. 2001/42/EG bilaga II punkt 2.

300 Se Schink "Umweltprüfung für Pläne und Programme" 2005, s. 617–618. I så fall skulle toleranströskeln fungera som en form av allmän förändringsindikator. Med andra ord skulle alla typer av betydande påverkan innebära ett sådant ingrepp i den fysiska miljön att toleranströskeln skulle överstigas, så alltså oberoende om intensiteten hos inverkan eller effekten ökade eller sjönk på den stigande skalan av ökande intensitet. Detta skildrar väl hur betraktandet av

För det andra, bör karaktären av själva planen eller programmet beaktas då det avgörs huruvida en miljöpåverkan kan antas vara betydande. Här syftas till särdragen i planer och program, särskilt med hänsyn till i vilken utsträckning planen eller programmet anger förutsättningarna för projekt och andra verksamheter samt i vilken utsträckning planen eller programmet påverkar andra planer eller program.³⁰¹ Detta bör beaktas då man avgör i vilken utsträckning den nationella områdesplaneringen kunde ha en betydande miljöpåverkan. Den först nämnda aspekten kunde eventuellt anses utesluta målsättningar på riksomfattande nivå beträffande områdesanvändning och landskapsplaner eftersom man kunde påstå att dessa inte i någon större utsträckning anger några detaljerade förutsättningar för förutsättningarna för projekt eller andra verksamheter.³⁰² Denna först nämnda aspekt kan dock enligt mig inte tolkas isolerad från den andra aspekten, nämligen planen eller programmets inflytande på andra planer eller program. Denna aspekt är särskilt relevant beträffande nationella föreskrifter om områdesplanering, eftersom en bakomliggande hörnsten inom planläggning utgörs av den så kallade planhierarkin.³⁰³ En annan aspekt som påverkar avgörandet huruvida planen eller programmet kan anses ha en betydande miljöpåverkan är planens eller programmets betydelse för integreringen av miljöaspekter särskilt för att främja en hållbar utveckling.³⁰⁴ Integrering av miljöaspekter i beslutsfattande är ett centralt tema inom beslutsfattande med anknytning till miljön.³⁰⁵ Därmed borde den integrerande betydelsen inom en plan eller ett program inte tolkas strängt.

den stigande skalan även kan utgöra en fråga om val av perspektiv. Toleranströskeln överstigs alltid, men sett från ett annat perspektiv kan det se ut som om intensiteten de facto sjunker. Därmed bör man hålla i minnet att ökningen av intensitet av inverkan eller effekt alltid skall granskas utifrån den inrättande normens innehåll.

301 Dir. 2001/42/EG bilaga II punkt 1.

302 När det gäller att avgöra vilka förutsättningar som är relevanta i detta hänseende, så fästs uppmärksamhet vid hur planen eller programmet påverkar förutsättningarna genom att fastställa "plats, art, storlek och driftsförhållanden eller genom att fördela resurser". Dir. 2001/42/EG bilaga II punkt 1. Av vilken grad denna påverkan skall vara kan inte direkt läsas ur direktivets ordalydelse men det torde inte finnas någon direkt orsak att anse att alltför detaljerade föreskrifter skulle förutsättas.

303 Enligt planhierarkin styr en plan som tillhör en mindre detaljerad plankategori utarbetandet av en plan som tillhör en mera detaljerad plankategori. I allmänhet får en plan som tillhör en mera detaljerad plankategori inte till sitt innehåll strida mot innehållet i en plan som tillhör en mindre detaljerad plankategori. Planhierarkin behandlas närmare i förbifarten i samband med en mera ingående behandling av områdesplanering och dess betydelse inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Se del III kapitel 2.3.

304 Dir. 2001/42/EG bilaga II punkt 1.

305 Enligt EG-fördragets artikel 6 skall miljöskyddskraven integreras i utformningen och genomförandet av gemenskapens politik och verksamhet, särskilt i syfte att främja en hållbar utveckling. I den juridiska litteraturen har även en diskussion över den bakomliggande integrationsprincipen förts. Se t.ex. Brouwer m.fl. *Environment and Europe* 1994, s. 89–121; Jans *European Environmental Law* 2000, s. 17–23; Wasmeier "The Integration of Environmental Protection as a General Rule for Interpreting Community Law" 2001, s. 159–177 samt Krämer *EC Environmental Law* 2003, s. 19–21 och 348–369. Se även Kloepper *Umweltrecht* 2004, s. 204–207, som identifierar en extern och en intern integrationsprincip, varav den först nämnda är den som åsyftas i detta sammanhang.

Snarare tvärtom, ett sådant värde hos planen eller programmet borde fungera som ett indicium för att planen eller programmet har en betydande miljöpåverkan.³⁰⁶

1.3.3.1 RELEVANT PÅVERKAN OCH DESS SANNOLIKHET

En miljökonsekvensbedömning, i dess funktionella betydelse, är i sig inte ett rättsmedel vars syfte skulle vara att styra mänskligt beteende eller påverka en inverkan eller effekt i miljön så att toleranströskeln inte skulle överstigas. En konsekvensbedömning som rättsmedel saknar proaktiv karaktär. Den primära funktionen hos en konsekvensbedömning är att bidra med den information som behövs för att i förväg dra slutsatser beträffande följderna av ett visst mänskligt beteende.³⁰⁷ Beskrivningen av väsentlig miljöpåverkan som ett projekt kan antas ge upphov till innefattar bl.a. påverkan på befolkning, fauna, flora, mark, vatten, luft, klimatfaktorer och materiella tillgångar, även med hänsyn till det arkitektoniska och arkeologiska kulturarvet och landskapet.³⁰⁸ Såsom tidigare konstaterades avgörs skyldigheten att utföra en miljökonsekvensbedömning på basis av graden av intensitet hos miljöpåverkan som det mänskliga beteendet har. Även om denna toleranströskel innebär att endast sådant beteende som har eller kan ha en väsentlig miljöpåverkan skall bedömas, är det skäl att uppmärksamma att då en bedömningsskyldighet aktualiseras beträffande projekt, så begränsas den inte explicit endast till väsentlig påverkan, utan den sträcker sig till i princip all påverkan som det aktuella projektet kan ha.³⁰⁹ Eftersom man i praktiken inte torde kunna förutsätta att varenda en av de potentiella orsakerna till påverkan, hur obefintlig den än är, utreds, så torde det trots allt vara påkallat att någon form av tröskel anses existera beträffande vilken påverkan som skall bedömas.

Vad som även är viktigt att lägga märke till är att beskrivningen skall omfatta sådan relevant miljöpåverkan som kan antas uppstå. Vilken grad av sannolikhet som förutsätts för att ett ågerande kan antas ge upphov till en viss miljöpåverkan är inte definierat i MKB-direktivet eller SMKBDirektivet. En slutsats är givetvis

306 Övriga faktum som beaktas då man avgör huruvida en plan eller ett program kan ha en betydande miljöpåverkan är ”miljöproblem som är relevanta för planen eller programmet, [samt] planens eller programmets betydelse för genomförandet av gemenskapens miljölagstiftning (t.ex. planer och program som har samband med avfallshantering eller skydd av vatten).” Dir. 2001/42/EG bilaga II punkt 1.

307 Se t.ex. Masera – Colombo ”Contents and phases of an EIA study” 1992, s. 53; Volta – Servida ”Environmental indicators and measurement scales” 1992, s. 181 och Saastamoinen *Ympäristövaikutusten arviointi* 1993, s. 10.

308 Dir. 85/337/EEG artikel 5(1) samt bilaga IV punkt 3.

309 Enligt dir. 85/337/EEG artikel 2(1) skall medlemsstater vidta åtgärder för att ”projekt som kan antas medföra en betydande miljöpåverkan [...] blir föremål för krav på tillstånd och en bedömning av deras påverkan” och enligt dir. 85/337/EEG artikel 3 skall ”[m]iljökonsekvensbedömningen [...] identifiera, beskriva och bedöma de direkta och indirekta effekterna av ett projekt”. Jämför, beträffande planer och program, med dir. 2001/42/EG artikel 5(1): ”Om en miljöbedömning krävs [...] skall det utarbetas en miljörapport där den betydande miljöpåverkan som planens eller programmets genomförande kan antas medföra [...] identifieras, beskrivs och utvärderas.”

dock säker. Nämligen, konsekvenser som med säkerhet inte kommer att uppstå behöver inte beskrivas. Vad gäller MKB-direktivet förutsätts det ytterligare att konsekvensbedömningen skall innehålla en beskrivning av de troliga, mer betydande miljöeffekterna av projektet som helhet, utnyttjandet av naturresurser, utsläppen av föroreningar, uppkomsten av andra störningar samt bortskaffandet av avfall. Beskrivningen bör innefatta den direkta inverkan, liksom i förekommande fall varje indirekt, sekundär, kumulativ, kort-, medel- eller långsiktig, bestående eller tillfällig, positiv eller negativ inverkan av projektet.³¹⁰ Hur skillnaden i ordvalen beträffande, å ena sidan, ”väsentlig miljöpåverkan” och ”kan antas”, och, å andra sidan, ”mer betydande miljöeffekter” och ”troliga”, skall behandlas och vilken betydelse, om någon, denna skillnad skall ges är inte helt klart.

Ifall MKB-direktivet klart skulle föreskriva att den påverkan som skall bedömas utgörs av samma påverkan som utlöste skyldigheten att bedöma skulle det inte existera någon direkt orsak varför ordvalen, å ena sidan, ”väsentlig miljöpåverkan” och ”kan antas”, och, å andra sidan, ”mer betydande miljöeffekter” och ”troliga”, borde tolkas så att innehållet dem emellan skulle avvika från varandra. Så är fallet särskilt beträffande uttrycken väsentlig miljöpåverkan och betydande miljöeffekt. Eftersom det i MKB-direktivets bilaga IV beträffande vilka uppgifter en miljökonsekvensbedömning skall innehålla endast hänvisas till miljöpåverkan av en viss intensitet (väsentlig eller betydande) så torde detta tala för att omfattningen av bedömningen vad gäller MKB-direktivet i allmänhet även borde anses vara begränsad till den miljöpåverkan som utlöst skyldigheten att utföra en bedömning.³¹¹ Däremot kan det konstateras att redan språkligt sätt föreligger det en större skillnad mellan uttrycken kan antas och trolig, beträffande vilken grad av sannolikhet som förutsätts för att en påverkan skall beskrivas och bedömas. Här torde det avsedda innehållet hos föreskrifterna i första hand vara att exkludera påverkan av ringa eller obefintlig sannolikhet från bedömningen i sin helhet och det borde inte fästas för mycket uppmärksamhet på de språkliga skillnaderna.³¹²

310 Dir. 85/337/EEG artikel 5(1) samt bilaga IV punkt 4.

311 Så även Saastamoinen *Ympäristövaikutusten arviointi* 1993, s. 68.

312 Visserligen kunde det påstås att punkt 3 i bilaga IV i dir. 85/337/EEG innehåller en mera generell beskrivning över de aspekter i den fysiska miljön som kunde påverkas av projektet, varför dessa följder borde beskrivas redan då de kunde uppstå. Däremot skulle punkt 4 i bilagan avse en mera specifik redogörelse över projektets enskilda påverkan i miljön, varför punkt 4 endast skulle avse att innefatta troliga effekter, dvs. sådan påverkan som är av en högre sannolikhet än de som endast kunde uppstå.

Beträffande ordvalen i dir. 85/337/EEG bilaga IV punkt 3 och 4 är det dock skäl att granska olika språkversioner. Den engelska språkversionen är mera konsistent än den svenska eftersom de utnyttjade uttrycken är så gott som identiska, ”aspects of the environment likely to be significantly affected” i punkt 3 och ”likely significant effects” i punkt 4. På motsvarande sätt är den tyska språkversionen i högre grad enhetlig än den svenska, ”[die] möglicherweise von dem vorgeschlagenen Projekt erheblich beeinträchtigten Umwelt” i punkt 3 och ”[die] möglichen erheblichen Auswirkungen”. I den franska språkversionen föreligger endast en skillnad mellan intensitetsgraden hos följden, däremot inte dess sannolikhet, ”des éléments de l’environnement

Information om hur projektet kommer att genomföras kan fungera som en form av kontrollmekanism beträffande huruvida de antagna följderna i miljön ter sig som realistiska. Därmed skall den som ansöker om tillstånd för ett privat projekt eller den offentliga myndighet som tar initiativ till ett projekt, enligt MKB-direktivet, tillhandahålla uppgifter som möjliggör en bedömning.³¹³ Medlemsstaterna skall vidta de åtgärder som är nödvändiga för att säkerställa att de myndigheter som på grund av sin särskilda uppgift med tanke på miljön kan antas bli berörda av ett projekt, ges möjlighet att yttra sig över ansökan om tillstånd och de uppgifter som lämnas av den som ansöker om tillstånd för ett privat projekt eller den offentliga myndighet som tar initiativ till ett projekt.³¹⁴ Enligt nationella föreskrifter skall den projektansvarige överlämna bedömningsprogrammet till den relevanta myndigheten³¹⁵ i ett så tidigt stadium av planeringen som möjligt, med beaktande av den övriga beredningen av projektet (MKBL 8.1 §). Myndigheten ser till att information om bedömningsprogrammet förmedlas inom det område som beräknas bli påverkat av projektet. Det är även myndighetens uppgift att se till att behövliga utlåtanden begärs om bedömningsprogrammet och att en möjlighet att framföra åsikter erbjuds (MKBL 8.2 §). Till sist skall myndigheten avge sitt utlåtande om bedömningsprogrammet (MKBL 9.1 §). Det är på den projektansvariges ansvar att på basis av bedömningsprogrammet och myndighetens utlåtande utreda konsekvenserna av projektet och dess alternativ³¹⁶ och att göra upp den slutliga miljökonsekvensbeskrivningen som skall fogas till de ansökningshandlingar som gäller projektet (MKBL 10.1 §).

1.3.3.2 BETYDANDE PÅVERKAN I KONTEXTEN

AV MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNING OCH NÄTVERKET NATURA 2000

I habitatdirektivet (92/43/EEG) föreskrivs om en särskild miljökonsekvensbedömning beträffande konsekvenser som planer eller projekt kan ha på områden i nätverket Natura 2000.³¹⁷ Alla planer och projekt, förutom sådana som direkt

susceptibles d'être affectés de manière notable" i punkt 3 och "des effets importants que le projet proposé est susceptible d'avoir" i punkt 4. Dessa observationer talar för att de olika uttrycken i den svenska språkversionen inte borde tillmätas någon större betydelse.

313 Enligt dir. 85/337/EEG artikel 5(3) bör sådana uppgifter åtminstone omfatta 1) en beskrivning av projektet med uppgifter om dess lokalisering, utformning och omfattning, 2) en beskrivning av planerade åtgärder för att undvika, minska och om möjligt avhjälpa betydande skadliga verkningar, 3) de data som krävs för att påvisa och bedöma den huvudsakliga inverkan på miljön som projektet kan antas medföra, 4) en översiktlig redovisning av de huvudalternativ som exploitören övervägt och de viktigaste orsakerna till den valda lösningen med beaktande av miljöeffekterna, samt 5) en icke-teknisk sammanfattning av de ovan nämnda uppgifterna.

314 Dir. 85/337/EEG artikel 6(1).

315 Myndigheten i detta fall utgörs antingen av den regionala miljöcentralen eller handels- och industriministeriet (MKBF 9 §).

316 Det har påpekats att för att försäkra funktionen av miljökonsekvensbedömning som ett rättsligt instrument, så borde en konsekvensbedömning alltid även innehålla en utredning över och bedömning av alternativa sätt att förverkliga t.ex. ett projekt. Se Groß "Die Alternativprüfung in der Umweltverträglichkeitsprüfung" 2001, s. 514.

317 Enligt dir. 92/43/EEG artikel 7 tillämpas direktivets artikel 6(3) även på särskilda skyddsområden varom det föreskrivs i dir. 79/409/EEG.

hänger samman med eller är nödvändiga för skötseln och förvaltningen av ett område i nätverket Natura 2000, som enskilt eller i kombination med andra planer eller projekt kan påverka ett område i nätverket Natura 2000 på ett betydande sätt, skall på lämpligt sätt bedömas med avseende på konsekvenserna för målsättningen vad gäller bevarandet av området.³¹⁸ För det första, är det skäl att uppmärksamma att det är inverkan eller effekten i miljön, dock begränsat till själva Natura 2000 området, helt i enlighet med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, som är avgörande för skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning. Skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning gäller en plan eller ett projekt som kan påverka Natura 2000 området på ett betydande sätt.³¹⁹ Den enda explicita kvalifikationen beträffande den relevanta påverkan utgörs alltså av ett krav om att påverkan skall vara betydande. Detta avgränsar utanför skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning sådana planer och projekt vars påverkan endast kan vara mindre än betydande eller rent av obefintlig. Vad som utgör en betydande påverkan är däremot inte direkt definierat i habitatdirektivet. Det kan även i detta sammanhang konstateras att det ej heller explicit förutsätts att påverkan skall vara av ett direkt negativt slag. Detta torde dock följa av en närmare granskning av vad som kan utgöra en betydande påverkan.

Beträffande vilka kriterier som skall tillämpas vid bedömningen om en plan eller ett projekt kan påverka ett Natura 2000 område på ett betydande sätt kan vägledning erhållas från mål C-127/02, *Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels mot Staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij*.

Målet gällde en begäran om förhandsavgörande som framställdes inom ramen för en tvist mellan Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee (nationell förening för bevarande av Waddenzee) och Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels (nederländsk förening för skydd av fåglar), å ena sidan, och Staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (statssekreteraren för jordbruk, naturvård och fiske), å andra sidan, rörande de licenser som den senare beviljat för att bedriva mekaniserat hjärtmusselfiske i det särskilda skyddsområdet Waddenzee, vilket klassificerats i enlighet med artikel 4 i fågeldirektivet (79/409/EEG). Tolkningsfrågan gällde bl.a. vilka kriterier som skall tillämpas vid bedömningen av om planer eller projekt, i den mening som avses i artikel 6(3) i habitatdirektivet kan påverka ett område på ett betydande sätt. EG-domstolen besvarade frågan på följande sätt.

318 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3). Se även t.ex. mål C-441/03 *Kommissionen mot Nederländerna*, domskälen, punkt 23.

319 Då skall uppmärksamhet fästas vid sådan påverkan som kan uppstå i Natura 2000 området och påverkans klassificering som betydande. Från ett faktum att en plan eller ett projekt endast har en ringa påverkan beträffande något annat objekt än Natura 2000 området kan inte härledas att påverkan beträffande Natura 2000 området även skulle vara ringa. Se mål C-98/03 *Kommissionen mot Tyskland*, domskälen, punkt 44, där det konstaterades att en ringa påverkan i vattenförekomster inte innebär att man kunde dra en slutsats om att påverkan även beträffande Natura 2000 området skulle vara ringa.

”46 Av artikel 6.3 första meningen i livsmiljödirektivet jämförd med tionde skälet i samma direktiv framgår att frågan huruvida konsekvenserna av en plan eller ett projekt, som inte direkt hänger samman med eller är nödvändiga för skötseln och förvaltningen av ett område, är betydande för området, skall bedömas mot bakgrund av direktivets målsättning att bevara.

47 När en sådan plan eller ett sådant projekt påverkar området utan att skada direktivets målsättning att bevara, skall planen eller projektet således anses inte kunna ha en betydande påverkan på området i fråga.

48 Omvänt skall en sådan plan eller ett sådant projekt undantagslöst anses kunna ha en betydande påverkan på området när det riskerar att äventyra målsättningen att bevara det berörda området. Frågan huruvida effekterna är betydande skall, vid bedömningen av nämnda plans eller projekts framtida effekter, såsom kommissionen har gjort gällande, besvaras mot bakgrund av det berörda områdets särart och miljömässiga förhållanden.

49 Fråga 3b skall därmed besvaras på följande sätt: Enligt artikel 6.3 första meningen i livsmiljödirektivet skall en plan eller ett projekt, som inte direkt hänger samman med eller är nödvändiga för skötseln och förvaltningen av ett område, som riskerar att skada direktivets målsättning att bevara anses kunna ha en betydande påverkan på området. Vid bedömningen av huruvida påverkan är betydande skall i synnerhet det berörda områdets särart och miljömässiga förhållanden beaktas.”

EG-domstolen hänvisar till direktivets ”målsättning att bevara” som måttstock för att avgöra när påverkan är av den åsyftade relevanta intensiteten, dvs. betydande. Vidare anser domstolen att frågan huruvida påverkan är betydande skall besvaras mot bakgrund av det berörda områdets särart och miljömässiga förhållanden.³²⁰ Det har framförts att begreppet ”betydande” i habitatdirektivets artikel 6(3) bör tolkas konkret. Vad som avses med tolkningens konkrethet elaboreras genom att man påpekat att då det avgörs vad som utgör en betydande påverkan, så skall bedömningen ske med beaktande av de särskilda egenskaperna och miljöförhållandena i det område som planen eller projektet gäller. Vidare har man förutsatt att målsättningen för bevarandet av området särskilt måste beaktas.³²¹ Detta förutsätter en objektiv tolkning som dock måste vara inriktad på det berörda områdets särskilda egenskaper. En påverkan är betydande särskilt om den leder till att det blir omöjligt att uppnå bevarandeändamålen eller att

320 Enligt mål C-127/02, förslag till avgörande av generaladvokat Juliane Kokott, punkt 80–86, definieras ett skyddsområde genom sina bevarandeändamål. Därför måste i princip varje störning av bevarandeändamålen ses som en betydande påverkan på hela området. Trots att ”bevarandeändamål” inte definierats, torde Kokott här ha avsett de särskilda värden för vilkas del området införlivats i nätverket Natura 2000, dvs. livsmiljötyper eller arter av gemenskapsintresse. Helt säker kan man dock inte vara. Se även mål C-117/03 *Società Italiana Dragaggi SpA m.fl.*, domskälen, punkt 30, där man talar om ”bevarandemålsättning”. Se också Fűßer ”Abschied von den ’potentiellen FFG-Gebieten?’” 2005, s. 630, som påpekar att EG-domstolen inte explicit uttalat sig om innehållet av någon skyddsplikt.

321 Europeiska kommissionen *Skötsel och förvaltning av Natura 2000-områden — Artikel 6 i art- och habitatdirektivet 92/43/EEG 2000*, s. 33.

det blir osannolikt att dessa kan uppnås, eller, om den leder till att en vital del av ekosystemet, som karakteriserar området och är av grundläggande betydelse för områdets integritet eller för koherensen av nätverket Natura 2000, oåterkalleligt förstörs.³²² Inte ens denna tolkning innebär enligt mig nödvändigtvis att de livsmiljötyper eller arter för vilkas del området utsetts till nätverket Natura 2000 skulle vara de enda som beaktas beträffande vilken påverkan som är avgörande för att en konsekvensbedömning skall utföras.³²³ Det är naturligtvis tämligen klart att särskild uppmärksamhet fästs vid sådan påverkan som riktar sig mot just dessa livsmiljöer eller arter. Övrig påverkan, särskilt sådan som riktar sig mot en sådan livsmiljö inom ett Natura 2000 område som inte är av gemenskapsintresse men som kunde utsättas för en betydande påverkan av en plan eller ett projekt, har däremot inte nödvändigtvis, enligt mig, kategoriskt avgränsats.³²⁴

Det står ganska klart att all påverkan som riktar sig till bevarandestatusen av en livsmiljötyp eller en art för vilkas del området utsetts till nätverket Natura 2000 alltid skulle anses vara en betydande påverkan ifall den gynnsamma bevarandestatusen hos livsmiljötypen eller arten inte bibehölls eller återställdes till följd av påverkan.³²⁵ Till denna del är toleranströskelnns läge på en skala av stigande intensitet relativt klar. Tolkningsfrågor uppstår dock kring ovissheten om man som sagt med uttrycket ”direktivets målsättning att bevara” avser något ytterligare. Innebär målsättningen att bevara att även sådan påverkan som inte skulle påverka den gynnsamma bevarandestatusen hos livsmiljötyper eller arter för vilkas del området utsetts till nätverket Natura 2000 skulle anses riskera att skada habitatdirektivets målsättning att bevara? Hur är fallet med sådana naturvärden som inte varit grundläggande för områdets införlivande i nätverket

322 Detta utgjorde kommissionens åsikt i mål C-127/02. Se mål C-127/02, förslag till avgörande av generaladvokat Juliane Kokott, punkt 77.

323 Se dock Gellerman ”Natura 2000: Rechtsfragen eines im Aufbau befindlichen Schutzgebietsnetzes” 2005, s. 582–583, som tycks tolka EG-domstolens utsaga som så att det endast vore de särskilda skyddsvärden som legat till grund för att ett visst område införlivats i nätverket Natura 2000 som är av relevans. Jämför med Füßer ”Die Errichtung des Netzes NATURA 2000 und die FFH-Verträglichkeitsprüfung” 2005, s. 462, vars åsikter kritiseras av just Gellerman.

324 I HFD 2002:48, vid stycke 8.4.2, är man av annan åsikt, och påpekar att habitatdirektivets artikel 6(3) förutsätter att konsekvenser av projekt som betydligt påverkar områdets bevarandemålsättningar (en direkt översättning av det finska uttrycket ”suojelutavoite” som använts av HFD skulle kunna vara ”skyddsmålsättning”) skall bedömas på ett behörigt sätt. Se även Kuusiniemi ”Natura 2000-verkoston oikeusvaikutukset” 2000, s. 20 och Belinskij *Natura 2000-verkosto, sen toteuttaminen ja oikeusvaikutukset* 2005, s. 80–82, som är på samma linje i tolkningsfrågan som HFD.

325 Så även enligt dir. 2004/35/EG artikel 2(1)(a), där definitionen på miljöskada innefattar ”skador på skyddade arter och skyddade naturliga livsmiljöer, dvs. alla skador som har betydande negativa effekter när det gäller att uppnå eller bibehålla en gynnsam bevarandestatus för sådana livsmiljöer eller arter”. Se även Halama ”Die FFH-Richtlinie – unmittelbare Auswirkungen auf das Planungs- und Zulassungsrecht” 2001, s. 510, som hänvisar till att en försämring av en livsmiljö eller ett habitat skulle innebära att en påverkan är betydande. Det är här skäl att påpeka att den svenska språkversionen av dir. 92/43/EEG artikel 6(3) utnyttjar både begreppen påverkan och skada, medan man i den tyska språkversionen endast utnyttjar begreppet ”beeinträchtigen”.

Natura 2000? Ingår det i direktivets målsättning att bevara, även att tillvarata andra naturvärden som ingår i ett Natura 2000 område?

Beträffande förfarandet att utse områden till nätverket Natura 2000 har det påpekats att kommissionen måste ha tillgång till en så uttömmande inventering som möjligt av de områden som på nationell nivå är av sådant ekologiskt intresse att de bidrar till att uppfylla den målsättning att bevara livsmiljöer samt vilda djur och växter som avses i habitatdirektivet. Inventeringen på nationell nivå skall för detta ändamål upprättas på grundval av områdenas relativa betydelse för varje livsmiljötyp i habitatdirektivets bilaga I och varje art i direktivets bilaga II, inbegripet prioriterade livsmiljötyper och prioriterade arter.³²⁶ Vid förfarandet att utse och införliva områden i nätverket Natura 2000 är det med andra ord endast de livsmiljötyper och arter vilka är av gemenskapsintresse som spelar en roll i bedömningen om när bevarandemålsättningen uppnås. Detta är i och för sig förståeligt, eftersom förfarandet kunde ha blivit svårhanterbart, om inte rent av omöjligt att administrera, ifall inga, åtminstone på något sätt, objektiva bedömningskriterier beträffande naturvärden existerat i form av en förteckning över livsmiljötyper eller arter. Frågan är dock om upprättandet av ett Natura 2000 område leder till att ytterligare faktorer beaktas då det bedöms vad som sedan är det redan upprättade Natura 2000 områdets bevarandemålsättning.

Enligt habitatdirektivet avses med bevarande de åtgärder som är nödvändiga för att bibehålla eller återställa en gynnsam status hos livsmiljöer och för populationer av arter av vilda djur och växter.³²⁷ Bibehållandet eller återställandet av den gynnsamma bevarandestatusen hos livsmiljöer eller arter har inte explicit begränsats enbart till livsmiljöer eller arter av gemenskapsintresse beträffande respektive definitioner av en livsmiljö eller en arts gynnsamma bevarandestatus.³²⁸ Däremot föreskrivs i habitatdirektivet att åtgärder som vidtas i enlighet med direktivet skall ”syfta till att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos livsmiljöer samt arter av vilda djur och växter av gemenskapsintresse.”³²⁹ Därmed begränsas utnyttjandet av eventuella rättsmedel beträffande bibehållandet eller återställandet av en gynnsam bevarandestatus åtminstone hos arter endast till arter av vilda djur och växter av gemenskapsintresse. Den avgörande frågan är dock huruvida en motsvarande begränsning även avsetts vad gäller livsmiljöer. Då bör det omedelbart påpekas att habitatdirektivet inte känner till ett begrepp som ”livsmiljö av gemenskapsintresse”.³³⁰ Det är alltså i princip möjligt att åtgärder som vidtas enligt habitatdirektivet kunde avse livsmiljöer oberoende om livsmiljön ifråga är av en livsmiljötyp som förtecknats

326 Mål C-371/98, *The Queen och Secretary of State for the Environment, Transport and the Regions, ex parte: First Corporate Shipping Ltd*, i närvaro av: *World Wide Fund for Nature UK (WWF) och Avon Wildlife Trust*, domskälen, punkt 22–23.

327 Dir. 92/43/EEG artikel 1(a).

328 Se dir. 92/43/EEG artikel 1(e) och 1(i).

329 Dir. 92/43/EEG artikel 2(2).

330 I dir. 92/43/EEG artikel 1(c) talas det om livsmiljötyper av gemenskapsintresse och i samband härvid hänvisas det till direktivets bilaga I.

i direktivets bilaga I. Alternativt kunde det anses att man avsett i habitatdirektivet förtecknade livsmiljöer i allmänhet trots att dessa i det enskilda fallet inte utgjort grunden för områdets införlivande i nätverket Natura 2000.³³¹

1.3.3.3 *NATIONELLA FÖRESKRIFTER I RAMPLJUSET BETRÄFFANDE
SKYDDSVÄRDEN I NATURA 2000 OMRÅDEN*

I 65 § 1 mom. NVL är den förbjudna konsekvensen, som aktualiserar skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning, definierad som en följd som betydligt försämrar de naturvärden i ett område för vars skydd området har införlivats eller avses bli införlivat i nätverket Natura 2000. Det förutsätts alltså att de särskilda naturvärdena i Natura 2000 området skall påverkas, och att påverkan dessutom skall vara sådan att den betydligt försämrar dessa naturvärden. Ur habitatdirektivet (92/43/EEG) kan inte en motsvarande begränsning beträffande själva skyldigheten att utföra konsekvensbedömningen, som alltså enligt habitatdirektivet aktualiseras i och med att området kan påverkas på ett betydande sätt, utläsas. Den ytterligare kvalificeringen enligt vilken det skulle vara de särskilda naturvärdena för vars skydd området införlivats i nätverket Natura 2000 som borde vara i riskzonen för att försämrats betydligt går ej heller, enligt mig, att direkt härleda ur habitatdirektivet.³³² En konsekvensbedömning skall även enligt 65 § 1 mom. NVL utföras beträffande ett projekt eller en plan utanför området

331 Jämför med de Sadeleers och Borns åsikt om tolkningen av dir. 92/43/EEG artikel 6(2) och försämringsförbudets omfång beträffande huruvida uttrycket ”för vilka områdena har utsetts” endast syftar till arterna eller även till livsmiljöerna och habitaterna för arterna. de Sadeleer och Born anser att försämringsförbudet omfattar alla livsmiljöer och habitat inom området, inte endast de som legat till grund för att området utsetts. Som stöd för detta argument hänvisas till mål C-75/01 *Kommissionen mot Luxemburg*, domskälen, punkt 42, där det konstateras att en bestämmelse som uttryckligen endast gäller vissa typer av biotoper inte förefaller kunna säkerställa att ”alla livsmiljöer och alla habitaterna för de arter som befinner sig i [ett särskilt bevarandeområde] skyddas mot försämringar av dem”. Se de Sadeleer – Born *Droit international et communautaire de la biodiversité* 2004, s. 518. Till skillnad från denna tolkning anses det i Europeiska kommissionen *Skötsel och förvaltning av Natura 2000-områden – Artikel 6 i art- och habitatdirektivet 92/43/EEG* 2000, s. 26–27, att åtgärder som bör vidtas endast gäller de livsmiljöer och arter som legat till grund för att området utsetts. Även HFD var av denna åsikt, se HFD 2002:64, särskilt vid punkt 6.3, underpunkt 1.7. Se även dir. 2004/35/EG artikel 2(1)(a), 2(3)(a) och 2(3)(b) där det i en definition av begreppet miljöskada inte direkt hänvisas till att en skada på en skyddad art eller en skyddad naturlig livsmiljö borde rikta sig till en sådan art eller naturlig livsmiljö som varit grundläggande för områdets införlivande i Natura 2000 nätverket, så länge som det är fråga om en art eller en naturlig livsmiljö som går att finna i någon av förteckningarna i dir. 79/409/EEG eller dir. 92/43/EEG. Enligt dir. 2004/35/EG är för övrigt en miljöskada i form av en skada på skyddade arter eller skyddade naturliga livsmiljöer inte begränsad till skador som äger rum inom ett område som införlivats i nätverket Natura 2000. Enligt definitionen på miljöskada i dir. 2004/35/EG artikel 2 kan alltså en skada på en skyddad art eller en skyddad naturlig livsmiljö äga rum utanför ett område som införlivats i nätverket Natura 2000. Se Brans ”Liability for Damage to Public Natural Resources under the 2004 EC Environmental Liability Directive” 2005, s. 93–94.

332 Förutsättningen om att de särskilda naturvärdena borde försämrats betydligt för att skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning är givetvis även problematisk i ljuset av försämringsförbudet i artikel 6(2) i habitatdirektivet.

som sannolikt har betydande skadliga verkningar som når området. Till denna del verkar en bättre harmoni råda mellan föreskriften i habitatdirektivet och den nationella föreskriften, eftersom man som en betydlig skadlig verkning som når området i princip alltid kunde tolka en försämring, utan någon kvalifikation om att försämringen borde vara betydande, av de särskilda naturvärden som legat som grund för införlivandet eller som ligger som grund för ett kommande införlivande av området i nätverket Natura 2000.³³³

Det föreligger alltså en viss diskrepans i den nationella bestämmelsen, eftersom det verkar som om planer och projekt utanför Natura 2000 området bedöms genom en striktare måttstock beträffande skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning än planer och projekt innanför Natura 2000 området.³³⁴ Ett dylikt slutresultat kan inte anses vara helt ändamålsenligt, men torde trots allt strikt taget utgöra gällande lagstiftning i Finland, eftersom diskrepansen inte på något smidigt sätt kunde avlägsnas genom tolkning.³³⁵ Därmed skulle planer och projekt innanför Natura 2000 området omfattas av skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning endast om följden är att det sannolikt sker en betydlig försämring av de naturvärden i området, för vars skydd området har införlivats eller avses bli införlivat i nätverket Natura 2000. Skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning beträffande planer och projekt utanför Natura 2000 området, men som har betydliga skadliga verkningar i allmänhet inom Natura 2000 området, skulle därmed aktualiseras redan när en betydlig försämring, utan någon kvalifikation på att försämringens betydighet skall riktas till de särskilda naturvärdena i området, sannolikt inträffar.³³⁶

333 Kuusiniemi har dock påpekat att skillnaden i ordval i den nationella bestämmelsen enligt honom inte kan tolkas så att planer och projekt utanför Natura 2000 området skulle ligga under ett strängare krav beträffande när och hur konsekvensbedömningen skall utföras. Särskilt anser han att ingen skyldighet att utföra en konsekvensbedömning existerar ifall påverkan inom Natura 2000 området riktar sig till naturvärden för vilkas del området inte utsetts till nätverket Natura 2000. Han anser att skyldigheten att konsekvensbedöma planer och projekt utanför Natura 2000 området är på sätt och vis sekundär till den primära skyldigheten att konsekvensbedöma planer och projekt innanför Natura 2000 området, därmed skulle den sekundära skyldigheten inte vara mera omfattande än den primära. Se Kuusiniemi "Natura 2000-verkoston oikeusvaikutukset" 2000, s. 20–22.

334 Den aktuella föreskriften i 65 § 1 mom. NVL ändrades under behandlingen i Riksdagen. På så vis kunde man påstå att förarbetenas bakomliggande tankar på ett klarare sätt bringades i själva lagtexten. Jämför med RP 79/1996, s. 47 och 75. Ändringen avlägsnade dock inte den nyss nämnda diskrepansen.

335 Med beaktande av att det kunde påstås råda en bättre harmoni mellan föreskriften i nationell lagstiftning beträffande planer och projekt utanför Natura 2000 området och föreskrifterna i dir. 92/43/EEG, så är Kuusiniemis i och för sig väl argumenterade lösningsförslag inte helt problemfria heller. Se Kuusiniemi "Natura 2000-verkoston oikeusvaikutukset" 2000, s. 20–22.

336 Detta slutresultat kunde visserligen försvaras på ändamålsenlighetsgrunder. Nämligen, lokala verkningar av planer och projekt torde aktualiseras i samband med utnyttjandet av just det område som ingår i nätverket Natura 2000 till ett visst ändamål. Då ligger motstridiga intressen beträffande markanvändning i fokus vilka eventuellt kunde anses påverka ortskänslighetsbedömningen genom att prioritera ortsvanlighetssynpunkter. Då inverkan inom ett Natura 2000 område härstammar från utomliggande källor existerar eventuellt inte motsvarande ekonomiska eller sociala synpunkter med direkt anknytning till utnyttjandet av Natura 2000 området.

Det är dock skäl att poängtera att habitatdirektivet explicit förbjuder en försämring av livsmiljöerna och habitaterna för arterna i Natura 2000 områden.³³⁷ Därmed kan det ifrågasättas huruvida den nationella föreskriften är i samklang med en medlemsstats skyldighet att vidta de åtgärder som är nödvändiga för att försäkra att försämringsförbudet efterföljs. Om en konsekvensbedömning, vars syfte onekligen är att erhålla information om en potentiell försämring, inte behöver utföras när en försämring kan äga rum, utan endast när en betydlig försämring kan äga rum, kan konsekvensbedömningens funktion med fog påstås bli oklar. Visserligen kunde det påpekas att habitatdirektivet endast förutsätter att konsekvenserna, av då i princip alla planer eller projekt som kan påverka ett Natura 2000 område på ett betydande sätt, däribland all påverkan av de särskilda naturvärden som legat till grund för införlivandet av området i nätverket Natura 2000, skall bedömas på ett ”lämpligt sätt”.³³⁸ Detta kunde tala för att den särskilda Natura 2000 konsekvensbedömningen som det föreskrivs om i 65 § 1 mom. NVL, där endast denna särskilda form av konsekvensbedömning förutsätts för planer eller projekt som sannolikt betydligt försämrar de särskilda naturvärdena, skulle vara i samklang med habitatdirektivets fordringar så länge som någon annan form av konsekvensbedömning förutsätts för planer eller projekt som kunde ha något lindrigare följder men ändå så pass grova som förutsätts enligt den ovan nämnda tolkningen av habitatdirektivet. Avsaknaden av en dylik allmän bedömningsskyldighet är dock iögonenfallande.

1.3.3.4 EN TOLKNING AV SANNOLIKHET

Beträffande skillnader i språkbruk i gemenskapsrättsliga och nationella föreskrifter är det på sin plats att i korthet behandla fordringarna vad gäller sannolikheten för att den fastställda toleranströskeln skall överstigas. Den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet godtar som bekant, i försiktighetsprincipens anda, att toleranströskeln mycket väl kan innehålla element av osäkerhet, som kanske enklast uttrycks genom att ge relevans åt indicium om att en viss excessiv inverkan eller effekt kunde inträffa, vilket i sin tur innebär att rättsmedel aktiveras. Det är skäl att omedelbart konstatera att det beträffande habitatdirektivets föreskrifter är tillräckligt att den avsedda konsekvensen *kan* uppstå. Därmed ställs inget krav på att konsekvensen skall uppstå med säkerhet för att skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning skall bli aktuell. Visserligen kan det anses att det förutsätts någon grad av sannolikhet för att påverkan kommer att uppstå, eftersom det förutsätts att planen eller projektet ”kan” ha en förbjuden konsekvens. Kravet, att utföra en lämplig bedömning av en plans eller ett projekts konsekvenser, gäller under förutsättning att det är sannolikt eller att det finns en risk för att planen eller projektet kommer att ha en betydande påverkan på det berörda området. Särskilt med hänsyn till försiktighetsprincipen anses en sådan risk

³³⁷ Dir. 92/43/EEG artikel 6(2).

³³⁸ Dir. 92/43/EEG artikel 6(3).

föreligga när det på grundval av objektiva kriterier inte kan uteslutas att planen eller projektet har en betydande påverkan på det berörda området. Om det står klart att en plan eller ett projekt inte kunde ha en förbjuden följd, förutsätts inte heller någon konsekvensbedömning.³³⁹

Hur hög sannolikheten för en viss påverkan skall vara kan dock inte direkt läsas ur direktivets ordalydelse³⁴⁰ och i princip skulle alltså en omvänd bevisbörda, i form av en skyldighet att visa att planen eller projektet inte kan ha någon påverkan, innebära att även en minimal möjlighet att en förbjuden följd uppstår, dvs. om följden inte i sin helhet kan uteslutas, skulle aktualisera skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning. I 65 § 1 mom. NVL föreskrivs att endast sådana planer och projekt som ”sannolikt” leder till en förbjuden konsekvens i ett område som införlivats eller avses bli införlivat i nätverket Natura 2000 är av relevans. Begreppet ”sannolikt” kan eventuellt enligt en rent språklig tolkning anses förutsätta en högre sannolikhet hos den möjligen inträffande följden än om det endast förutsattes att följden kunde inträffa. Dock är det skäl att konstatera att en sådan tolkning av begreppet ”sannolikt” inte är den enda möjliga. Man kunde även anse att man med begreppet ”sannolikt” enbart hänvisat till att inträffandet av följden skall ha en viss sannolikhet, utan att dessvärre ta ställning till graden av den förutsatta sannolikheten. Då skulle resultatet vara att man med begreppen ”sannolikt” och ”kan” även i praktiken avser någotsånär samma sak. Eftersom ingen definition på vad som avses med begreppet ”sannolikt” ingår i NVL är tolkningsfrågan dock i princip öppen. Med tanke på den enskildes rätt att få kännedom om skyldigheter som angår honom, t.ex. skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning i detta fall, är situationen dock inte helt tillfredsställande.

1.3.4 SÄRSKILT OM KONSEKVENSBEDÖMNING AV PLANER OCH PROGRAM

Genom att jämföra, å ena sidan, funktionen av skyldigheten att bedöma konsekvenserna av planer och projekt enligt habitatdirektivet, och, å andra sidan,

339 Mål C-127/02, domskälen, punkt 43–44 och mål C-6/04 *Kommissionen mot Förenade kungariket*, domskälen, punkt 54. Se även Mahmoudi ”The EC Court Practice Relating to Environmental Impact Assessment” 2001, s. 498, som anser att EG-domstolen inte tycks lägga någon vidare vikt på bevisningen om att en betydande påverkan är vid handen. Se även Köck ”Der Kohärenzausgleich für Eingriffe in FFH-Gebiete” 2005, s. 467.

340 Den tyska språkversionen förutsätter endast att konsekvensen i området ”könnte” följa av planen eller projektet. I den spanska språkversionen föreskrivs att konsekvensen i området ”pueda” följa av planen eller projektet. Den franska språkversionen nämner planer och projekt som är ”susceptible” att förorsaka följden i området. I den engelska språkversionen föreskrivs att skyldigheten att företa en konsekvensbedömning gäller sådana planer och projekt som är ”likely” att förorsaka följden i området. Tolvanens slutsats om en sannolikhetsbedömning, som han grundat på ordalydelsen i den engelska språkversionen, kunde därmed te sig som aningen förhastad. Se Tolvanen *Maankäytön luonnon suojeleminen sääntely* 1998, s. 102, särskilt fotnot 205.

funktionen av skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning enligt SMKB-direktivet dyker frågan om den parallella eller komplementära tillämpningen av direktiven upp. Som bekant skall en plan eller ett program konsekvensbedömas enligt SMKB-direktivet, om planen eller programmet med tanke på dess antagna påverkan som riktar sig till ett område som införlivats i nätverket Natura 2000, kräver en bedömning enligt habitatdirektivet.³⁴¹ I SMKB-direktivet föreskrivs dock om ett undantag beträffande vissa särskilda planer och program³⁴² i vilka, antingen, endast användningen av små områden på lokal nivå fastställs, eller, enbart mindre ändringar görs. Sådana planer eller program eller sådana ändringar i planer och program kräver en miljöbedömning enligt SMKB-direktivet endast om medlemsstaten finner att dessa kan antas medföra betydande miljöpåverkan.³⁴³ Undantaget väcker en särskild fråga angående existensen av en skillnad i toleranströsklarnas läge beträffande skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning enligt, å ena sidan, SMKB-direktivet, och, å andra sidan, habitatdirektivet.

Ett intressant exempel som belyser frågan om förhållandet mellan SMKB-direktivet och habitatdirektivet utgörs av en plan eller ett program där endast användningen av små områden på lokal nivå fastställs eller där enbart mindre ändringar görs, men som kräver en bedömning enligt habitatdirektivet eftersom planen eller programmet kan antas påverka ett Natura 2000 område på ett betydande sätt.³⁴⁴ En sådan plan eller ett sådant program förutsätter en konsekvensbedömning enligt SMKB-direktivet endast om planen eller programmet kan antas medföra betydande miljöpåverkan.³⁴⁵ Eftersom ingen direkt identisk kvalificeringsmöjlighet beträffande små områden på lokal nivå eller mindre ändringar existerar enligt habitatdirektivet kan planen eller programmet inte undandras från skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning enligt habitatdirektivet trots att tröskeln ”betydande miljöpåverkan” enligt SMKB-direktivet inte skulle överstigas. Skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning enligt habitatdirektivet är endast sammankopplad till möjligheten att planen eller programmet påverkar Natura 2000 området på ett betydande sätt.³⁴⁶

I första hand skulle det eventuellt te sig som logiskt att tolka uttrycken ”betydande miljöpåverkan” enligt SMKB-direktivet och ”påverka området på ett betydande sätt” enligt habitatdirektivet som identiska. Problemet med denna

341 Dir. 2001/42/EG artikel 3(2)(b) där det hänvisas till dir. 92/43/EEG artikel 6 och 7.

342 I dir. 2001/42/EG artikel 3(3) hänvisas till artikel 3(2) där det som bekant föreskrivs om en skyldighet att bedöma konsekvenserna för planer och program ”som utarbetas för jord- och skogsbruk, fiske, energi, industri, transporter, avfallshantering, vattenförvaltning, telekommunikationer, turism samt fysisk planering eller markanvändning och i vilka förutsättningarna anges för kommande tillstånd för projekt enligt bilagorna I och II till direktiv 85/337/EEG eller [...] som med tanke på att de kan antas påverka områden kräver en bedömning enligt artiklarna 6 eller 7 i direktiv 92/43/EEG.” [kursivering här]

343 Dir. 2001/42/EG artikel 3(3).

344 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3).

345 Dir. 2001/42/EG artikel 3(3).

346 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3).

tolkning är att den nödvändigtvis inte går att försvara. Nämligen, ifall uttrycken ges ett identiskt innehåll kommer en plan eller ett program som inte kan påverka ett Natura 2000 område på ett betydande sätt (enligt artikel 6(3) i habitatdirektivet) inte att falla innanför ramen av skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning enligt artikel 3(2)(b) i SMKB-direktivet eftersom ingen skyldighet att utföra en konsekvensbedömning enligt artikel 6(3) i habitatdirektivet heller aktualiseras. Eftersom ingen skyldighet existerar enligt huvudregeln skulle undantagsklausulen i artikel 3(3) i SMKB-direktivet vara onödig beträffande mindre ändringar i planer och program eller sådana planer och program där endast användningen av små områden på lokal nivå fastställs. Eftersom planen eller programmet inte kunde "påverka området på ett betydande sätt" enligt habitatdirektivet skulle planen eller programmet ej heller kunna ha en "betydande miljöpåverkan" enligt SMKB-direktivet, ifall uttrycken i respektive direktiv skulle ha en identisk betydelse.³⁴⁷ Därmed finns det åtminstone prima facie skäl att anta att uttrycken inte är av exakt samma innehåll.

En möjlig lösning till frågan kunde vara att utgå ifrån skilda toleranströsklar, dvs. toleranströsklar där ortskänslighetskriterierna för deras fastställande är olika, beträffande när de olika rättsmedlen, dvs. skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning enligt SMKB-direktivet respektive habitatdirektivet aktiveras.³⁴⁸ Detta skulle innebära att man i princip enligt huvudregeln borde utföra både en konsekvensbedömning enligt SMKB-direktivet och habitatdirektivet då Natura 2000 området kan påverkas på ett betydande sätt. Med andra ord, då en plan enligt habitatdirektivet skall konsekvensbedömas, skall enligt huvudregeln även en konsekvensbedömning enligt SMKB-direktivet utföras. Så alltså utan att någon ytterligare undersökning i huruvida någon annan betydande miljöpåverkan enligt SMKB-direktivet uppstår. Det kunde påstås att en sådan påverkan i princip presumeras. Från denna huvudregel görs sedan ett undantag beträffande, å ena sidan, mindre ändringar i planer och program samt, å andra sidan, planer och program där endast användningen av små områden på lokal nivå fastställs. Ifall en sådan plan eller ett sådant program, eller en dylik mindre ändring, överstiger tröskeln för bedömningsskyldigheten enligt habitatdirektivet, men som inte har någon annan betydande miljöpåverkan enligt SMKB-direktivet, så behöver endast en konsekvensbedömning enligt habitatdirektivet utföras, däremot inte en miljöbedömning enligt SMKB-direktivet. Det är nämligen skäl att här återigen

347 Ifall man velat undanröja denna diskrepans skulle hänvisningen i dir. 2001/42/EG artikel 3(3) endast vara till artikel 3(2)(a). Detta skulle ha förtydligat att man avsett att uttryckena i dir. 2001/42/EG och dir. 92/43/EEG skulle vara identiska till innehållet.

348 Det är nämligen skäl att hålla i minnet att även om rättsmedlen i både dir. 92/43/EEG och dir. 2001/42/EG har samma funktion och så gott som samma namn, är det trots allt i princip fråga om två skilda förfaranden som reglerats på olika vis på gemenskapsnivå. I dir. 2001/42/EG är förfarandet reglerat på en annan nivå beträffande detaljerna av förfarandet. Se dir. 2001/42/EG artikel 4–9. I dir. 92/43/EEG däremot föreskrivs det endast att bedömningen skall ske på ett "lämpligt sätt". I övrigt bibehåller medlemsstaterna kompetens att avgöra förfarandet. Se dir. 92/43/EEG artikel 6(3).

påpeka att konsekvensbedömningen enligt habitatdirektivet endast blir aktuell ifall påverkan, direkt eller indirekt, uppstår i själva Natura 2000 området.³⁴⁹ Miljöpåverkan enligt SMKB-direktivet är däremot inte på motsvarande sätt begränsad till vissa särskilda geografiska områden, även om det i bedömningen huruvida en miljöpåverkan är betydande enligt SMKB-direktivet säkerligen också bör beaktas ifall ett Natura 2000 område helt eller delvis omfattas av det geografiska området som planen eller programmet påverkar.³⁵⁰

En annan tolkning, som även skulle beakta behovet av två på skilda ortskänslighetskriterier baserade toleranströsklar, skulle föra in diskussionen på ett påstående att artikel 6(3) i habitatdirektivet inte syftar till påverkan som riktar sig till andra värden än de som legat till grund för införlivandet av området i Natura 2000 nätverket. Tolkningen ter sig som fungerande eftersom den på ett kanske, åtminstone till synes, plastiskt sätt kunde förklara de skilda toleranströsklarna i, å ena sidan, habitatdirektivet, och, å andra sidan, i SMKB-direktivet. Skillnaden skulle enbart vara en följd av olika faktorer och kriterier som beaktas vid ortskänslighetsbedömningen då toleranströskeln fastställs enligt respektive direktiv beträffande skyldigheten att bedöma konsekvenser i miljön. Beträffande habitatdirektivet skulle ortskänslighetsbedömningen vara begränsad till påverkan som riktar sig till livsmiljöer eller arter av gemenskapsintresse inom Natura 2000 området som legat till grund för införlivandet av området i Natura 2000 nätverket medan ortskänslighetsbedömningen enligt SMKB-direktivet skulle omfatta en mera vidsträckt bedömning där även andra faktorer beaktades. Det är skäl att poängtera att denna nyss nämnda tolkning av habitatdirektivet i viss mån ifrågasätts i denna forskning. Men, i samma veva är det skäl att konstatera att så länge som rättsläget förblir oklart beträffande hurdan ortskänslighetsbedömningen enligt habitatdirektivet är, dvs. vilka faktorer som i sista hand beaktas vid ortskänslighetsbedömningen, kan denna tolkning inte slutgiltigt avslås. Tolkningen kan inte ifrågasättas på basis av funktionen av bedömningsskyldigheten enligt SMKB-direktivet, eftersom den i princip är precis lika funktionsduglig som den i denna forskning förespråkade tolkningen, där uppmärksamhet i viss mån främst fästs vid den geografiska avgränsningen av Natura 2000 området och begränsningen till påverkan som uppstår inom området ifråga beträffande skyldigheten att bedöma konsekvenserna utgör den avgörande faktorn i att skilja mellan faktorer som beaktas i respektive ortskänslighetsbedömning enligt habitatdirektivet och SMKB-direktivet.

349 Hänvisningen till "ett område" i dir. 92/43/EEG artikel 6(3) kan enligt mig inte avse annat än Natura 2000 områden, eller för att uttrycka det mera exakt, områden av gemenskapsintresse, särskilda bevarandehavensområden som införlivats i enlighet med dir. 92/43/EEG, samt särskilda skyddsområden som utsetts i enlighet med dir. 79/409/EEG.

350 Se dir. 2001/42/EG bilaga II punkt 2, där det föreskrivs att särdragen hos området som kan antas komma att påverkas, däribland bl.a. påverkan av områden eller natur som har erkänd nationell, gemenskaps- eller internationell skyddsstatus, skall beaktas då det avgörs huruvida en påverkan kan anses vara betydande.

2 ETT IDEALT FÖRHÅLLANDE SOM REFERENSPUNKT

2.1 REALITET SOM AVSTÅNDSTAGARE TILL UTOPI

Ortskänslighet som det avgörande kriteriet för fastställandet av toleranströskeln innebär som bekant att de särskilda förhållandena beträffande den miljö där den enligt den inrättande normen relevanta inverkan eller effekten uppstår skall utgöra utgångspunkten då man fastställer toleranströskeln. Att konstatera detta ger dock inte någon vidare vägledning beträffande frågan hur man i ett enskilt fall i praktiken skall avgöra var toleranströskeln ligger. Sammanfattningsvis kan det påpekas att den avgörande faktorn enligt den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet är att det är rättsordningens uppgift att på sätt eller annat fastställa vilken inverkan eller effekt i miljön som tillåts, dvs. som ännu faller innanför den ram eller gräns som toleranströskeln fastställt. Även om rättsordningen på detta sätt bibehåller det sista ordet, så betyder detta inte att de faktiska kriterierna som utgör grunden för att avgöra var toleranströskeln ligger skulle endast vara så att säga rent juridiska. Tvärtom, de slutliga faktiska kriterierna med hjälp av vilka man fastställer toleranströskeln läge på en stigande skala av ökad intensitet hos inverkan eller effekt i miljön kan mycket väl påstås ligga utanför juridikens gebit. Detta skulle även kunna påstås vara önskvärt, eftersom det kunde ifrågasättas huruvida man på basis av juridisk sakkunskap kunde ta ställning till eller studera funktioner, fenomen eller förhållanden i den fysiska miljön.

En måttstock för att avgöra vilken intensitetsgrad av inverkan eller effekt som tolereras är givetvis den där man jämför den aktuella inverkan eller effekten med någon form av idealförhållande där recipienten eller den miljö som utsätts för inverkan eller effekt skulle vara opåverkad av mänsklig verksamhet.³⁵¹ Eftersom människan på sätt eller annat alltid påverkar den fysiska miljön,³⁵² så skulle uppgiften hos den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet i detta fall i huvudsak vara att fastställa ett kriterium som står i relation till ett idealförhållande där mänsklig påverkan mer eller mindre avlägsnats. Kriteriet som fastställer relationen uttrycker i ett sådant fall ett mer eller mindre exakt differensvärde mellan ett opåverkat förhållande och den maximalt tolererade påverkan. Differensvärdet kan bestå av en in casu bedömning där den enskilda attackerade miljöns förhållanden måste beaktas skilt för sig.³⁵³ Det är likväl möjligt att

351 Ordvalet beträffande idealförhållande får inte tolkas som att min åsikt skulle vara att en värld utan människan skulle utgöra ett ideal eller vara på något sätt eftersträfvansvärd. Denna forskning har inte som syfte att ta ställning till utomjuridiska frågor kring människans förhållande till naturen eller miljön.

352 Så alltså redan i enlighet med den antagna definitionen på fysisk miljö, där människans växelverkan med miljön runt omkring henne spelar en central roll, se ovan del I kapitel 2.3.

353 Se t.ex. den allmänna definitionen av god ekologisk status hos ytvatten i dir. 2000/60/EG bilaga V tabell 1.2, där det föreskrivs att värdena för ytvattenförekomstens biologiska kvalitetsfaktorer

differensvärdet fastslås på förhand, med endast marginella, om några möjligheter, att beakta eventuella ytterligare särskilda förhållanden. Så torde vara fallet främst med en toleranströskel som uttryckts genom ett absolut koncentrationvärde.³⁵⁴ Ett uppenbart problem kan dock utgöras av svårigheten att avgöra på vilka kriterier idealförhållandet skall bedömas, särskilt ifall ett dylikt idealförhållande inte existerar i verkligheten.

Vattenramdirektivet (2000/60/EG) innehåller ett exempel på ett försök att reda ut ett idealförhållande i form av en skyldighet att fastställa typspecifika förhållanden. Beträffande ytvattenförekomster föreskrivs det i vattenramdirektivet att man för varje typ av ytvattenförekomst³⁵⁵ skall fastställa de typspecifika hydromorfologiska, fysikalisk-kemiska och biologiska förhållandena.³⁵⁶ Dessa typspecifika förhållanden är sådana där det inte finns några eller mycket små av människan framkallade förändringar beträffande värdena för hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska förhållanden samt sådana där inga eller mycket små tecken på störningar uppdragas beträffande värdena för de biologiska förhållandena och att dessa värden avspeglar de som skulle råda vid opåverkade förhållanden.³⁵⁷ Fastställandet av de typspecifika förhållandena sker på basis av volymeräkningar eller modellberäkningar, eller en kombination av dessa. När dessa metoder inte kan användas i praktiken får förhållandena fastställas med hjälp av expertbedömningar.³⁵⁸ Ifall en för omfattande naturlig variation beträffande en kvalitetsfaktor hindrar att en tillförlitlig typspecifikation fastställs, så får denna faktor undantas bedömningen då toleranströskeln fastställs med hjälp av den utförda typspecifikationen.³⁵⁹ Hur detta i praktiken kommer att lyckas återstår att se.

endast i liten omfattning får avvika från de värden som normalt gäller för ytvattenförekomsten vid opåverkade förhållanden.

354 Genom fastställandet av koncentrationvärdet har man redan tagit ställning till den recipient-skara som antas bli påverkad och således även beaktat eller tagit ställning till skarans särskilda känslighet. Det är endast en ytterligare in casu bedömning som inte är möjlig.

355 Skilda typspecifikationer beträffande floder, sjöar, vatten i övergångszon och kustvatten ingår i dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 1.2.

356 Dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 1.3(i)-(ii).

357 Dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 1.3(i) och bilaga V avsnitt 1.1–1.2. Det har påpekats att detta ideala förhållande i dagens värld där människans påverkan nått en avsevärd nivå på flera håll och ställen inte i praktiken kan nås, varför det inte heller skulle vara förnuftigt att under alla omständigheter sträva efter ett sådant idealt förhållande. En annan fråga är sedan i hur vaga ordalag man föreskriver om undantag att uppnå ett idealt förhållande. Se Schmalholz "Die EU-Wasserrahmenrichtlinie" 2001, s. 75.

358 Se närmare dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 1.3(iii–v).

359 Dir. 2000/60/EG bilaga II avsnitt 1.3(vi). Den naturliga variationen får inte enbart bero på årstidsvariation.

2.2 STÖRNINGAR I MILJÖNS NATURLIGA BALANS

2.2.1 ATT BEVARA OCH BIBEHÅLLA

Bevarande, skydd och förbättring av den fysiska miljön inbegriper självklart även bevarande, skydd och förbättring av de delkomponenter som bildar den fysiska miljön, däribland dess livsmiljöer samt de vilda djur- och växtarter som påträffas inom dessa livsmiljöer. Att förhindra eller åtminstone motverka en degradering av biodiversitet, eller naturens mångfald, är ett miljömål som på sista tiden stått högt på agendan inom den miljöpolitiska och miljörättsliga diskursen.³⁶⁰ Här är det dock skäl att på det bestämdaste viset understryka att miljön eller naturen under inga omständigheter utgör någon statisk helhet där inga förändringar skulle äga rum. Utveckling och förändring är naturliga fenomen, som det även kan vara svagsint att försöka motarbeta. Med bibehållande eller bevarande avses här därmed främst mer eller mindre dämpning eller ökning (t.ex. genom aktiva åtgärder) av den inverkan eller effekt som människan på sätt eller annat kontrollerar.

Med tanke på ortskänslighetsbedömningen medför diskussionen om biodiversitet, särskilt vad gäller dess bevarande och återställande, en intressant aspekt beträffande vad som egentligen avses med en ort inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Frågan kan nämligen tangeras från olika perspektiv beträffande det geografiska omfånget av orten som är utgångspunkt för bedömningen. Omfånget av orten spelar nämligen en avgörande och självklar roll beträffande på vilken nivå den biologiska mångfalden i det enskilda fallet kan anses vara och hur hotade livsmiljöer eller arter kan anses vara. Populationen av en djurart kan vara hög på en lokal nivå men om djurarten endast förekommer inom detta lokala område, så är populationsbeståndet sannolikt på en låg nivå ur ett mera regionalt, för att inte tala om ett globalt perspektiv. Situationen kan givetvis också vara omvänd. Populationen av en djurart kan vara på god nivå ur

360 Se t.ex. Ympäristön ja kehityksen maailmankomissio *Yhteinen tulevaisuutemme* 1988, s. 125–143 och Rio-konventionen art. 1 och stycke 1–3 och 8 i ingressen. Rio-konventionen har lovordats till följd av dess holistiska angreppssätt samt faktumet att konventionen erkänner försiktighetsprincipen och betydelsen av biodiversitet för en hållbar utveckling. Se Reh binder "Obstacles to national implementation of the Convention on Biological Diversity" 2001, s. 375–376. Se även Backer *Naturvern og naturinngrep* 1986, s. 35–36, beträffande olika orsaker för naturskydd. I den miljörättsliga diskursen har man även framlagt ett förslag till att behandla rättsliga frågor med anknytning till biodiversitet som ett skilt och självständigt rättsområde. Se Määttä "Biodiversiteetti oikeudellisena kategoriana" 2001, s. 307–368 och Kokko *Biodiversiteettiä turvaavat oikeudelliset periaatteet ja mekanismit* 2003, passim, beträffande biodiversitet som en systematiserare av rätten. Se även Hiedanpää "Hyvinvointi ja biodiversiteetin suojelu – jälkisanat" 1994, s. 125–129 och 143–144, där Hiedanpää sammanfattningsvis tar ställning till en diskussion om biodiversitet. Se dock även Haukioja "Mikä on biodiversiteetin biologinen merkitys?" 1995, s. 8–16, som påpekar att biodiversitet redan en längre tid utgjort ett centralt forskningsämne inom den biologiska forskningen samt att skydd av biodiversitet inte alltid kan motiveras enbart på basis av biologiska argument. Haukioja ser dock inte det sist nämnda faktumet som något större problem.

ett globalt perspektiv, men på lokal nivå kan beståndet ha sjunkit till en alarmerande låg nivå. Detta kan skapa spänningar mellan olika rättsliga instrument och deras tillämpning i praktiken om instrumenten utgår från olika perspektiv, särskilt beträffande det geografiska omfånget.³⁶¹ När biodiversiteten sist och slutligen anses vara skyddad torde i en icke negligerbar grad bero på de preferenser som människan under en viss tidpunkt har.³⁶²

Den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet bygger som känt på tanken om en, på basis av en ortskänslighetsbedömning, fastställd toleranströskel, och de rättsliga följder i form av rättsmedel, som är anknutna till toleranströskeln i och med att dessa rättsmedel, tack vare följdnormen, aktiveras då intensiteten hos en inverkan eller effekt i den fysiska miljön överstiger toleranströskeln, som även kan inkorporera försiktighetsprincipen. Det står rätt klart att en degradering av biodiversitet mycket väl passar in i denna formel som i all korthet beskriver funktionen av normativ miljökvalitet. Det är alltså skäl att undersöka huruvida någon inrättande norm existerar för att fastställa en toleranströskel där ortskänslighetsaspekter av en sådan karaktär som är av betydelse för naturens mångfald spelar en central roll i identifieringen och klassificeringen av ett visst förhållande som normativ miljökvalitet.

En ortskänslighetsbedömning utgår ifrån att avgöra vilka faktorer som utgör de särskilt känsliga aspekterna hos den attackerade miljön i det enskilda fallet. Förhållandena i och egenskaperna hos recipienten är avgörande för en ortskänslighetsbedömning. Det är värt att notera att en livsmiljö, som kan vara av central betydelse i en ortskänslighetsbedömning i kontexten av naturens mångfald, har i gemenskapsrättslig kontext definierats på basis av de särskilda geografiska, biotiska och abiotiska egenskaper, som är kännetecknande för ett land- eller vattenområde, dvs. den enskilda livsmiljön.³⁶³ Här ligger alltså grunden för att avgöra omfånget av själva orten där ortskänslighetsbedömningen skall utföras beträffande en livsmiljö. Referenspunkten för fastställandet av toleranströskeln i sin tur ligger i en livsmiljös naturliga utbredning, struktur och funktion samt de för livsmiljön typiska arternas överlevnad på lång sikt. Detta utgör i ett nötskal vad som benämns livsmiljöns bevarandestatus,³⁶⁴ som i sin tur är gynnsam ifall,

361 Tolvanen *Maankäytön luonnonsuojelullinen sääntely* 1998, s. 10–13.

362 Inom ramen för denna forskning kommer det som bekant inte att tas ställning till dylika frågor då dessa av en eller annan orsak inte faller inom ramen för de premisser och avgränsningar som antagits i denna forskning. Se del I kapitel 2.2, 2.4 och 2.5. Se även Haukioja ”Mikä on biodiversiteetin biologinen merkitys?” 1995, s. 8–16 samt Oksanen ”Biodiversiteetin suojelun filosofiasta” 1995, s. 33–44.

363 Definitionen på livsmiljö är ur dir. 92/43/EEG artikel 1(b). Det är skäl att här lägga märke till en viss divergens i den svenskspråkiga terminologin. I naturvårdslagen (NVL 1096/1996) används i stället för begreppet livsmiljö begreppet naturtyp, som närmast utgör en ordagrann översättning av det finska begreppet ”luontotyyppi”. NVL saknar en definition på vad som avses med naturtyp.

364 Terminologin i 5 § 2 mom. NVL (1096/1996) är återigen avvikande. Begreppet som utnyttjas är en ”naturtyps skyddsnivå”. Begreppet är antagligen en direkt översättning av det finska begreppet ”luontotyyppin suojelutaso”. I dir. 92/43/EEG artikel 1(e) och 1(i) används dock i den finska språkversionen uttrycket ”suojelun taso”. I detta arbete kommer begreppet bevarande-

för det första, livsmiljöns naturliga utbredningsområde och de ytor livsmiljön täcker är stabila eller ökande, och, för det andra, den struktur och de särskilda funktioner som är nödvändiga för att livsmiljön skall kunna bibehållas på lång sikt finns och sannolikt kommer att finnas under en överskådlig framtid, samt, för det tredje, bevarandestatusen hos livsmiljöns typiska arter är gynnsam.³⁶⁵ En arts bevarandestatus³⁶⁶ i sin tur är gynnsam när, för det första, uppgifter om artens populationsutveckling visar att arten på lång sikt kommer att förbli en livskraftig del av sin livsmiljö, och, för det andra, artens naturliga utbredningsområde varken minskar eller sannolikt kommer att minska inom en överskådlig framtid, samt, för det tredje, det finns och sannolikt kommer att finnas en tillräckligt stor livsmiljö för att artens populationer skall bibehållas på lång sikt.³⁶⁷

Ortskänslighetsbedömningen fokuserar på de förhållanden som är erforderliga för att livsmiljöers bevarandestatus skall bibehållas på en gynnsam nivå, vilket innebär att livsmiljön ur ett geografiskt perspektiv inte minskar, att förutsättningarna för livsmiljöns tillvaro inte undanröjs, samt att de för livsmiljön typiska arterna inte minskar, varken populationsmässigt eller beträffande deras geografiska utbredning. Det står åter relativt klart att dessa kriterier inte är ämnade att besvaras på basis av, i snäv bemärkelse, rent juridisk kunskap. Vad som utgör en livsmiljö eller en arts utbredningsområde, när en arts populationsutveckling visar att arten är livskraftig, för att inte tala om vad som utgör den särskilda struktur och de särskilda funktioner som är nödvändiga för att en livsmiljö skall kunna bibehållas är frågor som juridiken inte gärna kan svara på utan att samråda med andra vetenskapsdiscipliner.³⁶⁸ Detta till trots bygger fastställandet av toleranströskeln ändå i sista hand på en rättslig institutionalisering, varför det är skäl att bena ut hur de olika kriterierna som är av betydelse för att fastställa toleranströskeln skall beaktas.

Definitionen på begreppet livsmiljö i habitatdirektivet (92/43/EEG) är relativt vag och har därmed även en potential att vara omfattande.³⁶⁹ Detta till

status att utnyttjas. Jämför den något identiska formuleringen i dir. 2004/35/EG artikel 2(4)(a) där man dock i den svenska språkversionen definierat bevarandestatusen för vad som kallats för en "naturlig livsmiljö" till skillnad från det i dir. 92/43/EEG artikel 1(b) och 1(e) utnyttjade begreppet "livsmiljö". Det finns dock ingen anledning att tolka de utnyttjade begreppen som något annat än synonyma. Jämför t.ex. motsvarande engelska, tyska och franska språkversioner där identiska uttryck utnyttjats i både dir. 92/43/EEG och dir. 2004/35/EG.

365 Dir. 92/43/EEG artikel 1(e). Se även dir. 2004/35/EG artikel 2(4)(a).

366 Eller en arts skyddsnivå enligt 5 § 2 mom. NVL (1096/1996).

367 Dir. 92/43/EEG artikel 1(i). Se även den nästan ordagrant identiska definitionen i dir. 2004/35/EG artikel 2(4)(b).

368 Beträffande behovet av naturvetenskaplig kunskap inom frågor med anknytning till naturvård eller naturskydd, se t.ex. Kumpula – Määttä "Ekologia, yhteiskunta ja oikeus" 2002, s. 213; Suvantola "Lupa tappaa – poikkeaminen luonnonsuojelulain säännöksistä" 2003, s. 672; HFD 2001:47 samt HFD 2003:38.

369 Det är fråga om land- eller vattenområden som kännetecknas av särskilda geografiska, abiotiska och biotiska egenskaper, oavsett om de är naturliga eller delvis naturliga. Se dir. 92/43/EEG artikel 1(b). Mycket beror därmed på vad som avses med kvalifikationen "särskild". Land- och vattenområden torde ju nämligen alltid kunna påstås vara på något sätt särskilda, i bemärkelsen annorlunda, i jämförelse med ett annat land- eller vattenområde.

trots är fastställandet av toleranströskeln på ett betydande sätt anknutet till vad som avses med en livsmiljö. Det är nämligen i princip livsmiljön, inklusive dess typiska arter, som är den attackerade miljön eller recipienten. Därmed skall en ortskänslighetsbedömning göras utifrån de särskilda egenskaperna hos och förhållandena i livsmiljön ifråga. Själva fastställandet av toleranströskeln i sin tur bygger på vad som i habitatdirektivet kulminerar i bevarandet av livsmiljöer samt vilda djur och växtarter,³⁷⁰ vilket innebär att en gynnsam bevarandestatus beträffande både livsmiljöer och arter bibehålls eller återställs.³⁷¹ Ifall bevarandestatusen inte når upp till en nivå som är gynnsam, så har intensiteten hos inverkan eller effekten i miljön överstigit toleranströskeln.

Definitionerna på en livsmiljös eller en arts bevarandestatus i habitatdirektivet är omfattande i och med att dessa gör en relativt öppen hänvisning till summan av (alla) faktorer som påverkar en livsmiljö och dess typiska arter, beträffande livsmiljöer,³⁷² och till summan av (alla) faktorer som påverkar den berörda arten, beträffande arter.³⁷³ Den enda kvalifikationen tycks vara att denna påverkan måste vara av en viss bestående kvalitet. Påverkan som är förbigående och endast varar under ett kort tidsintervall skulle inte ha relevans beträffande en livsmiljös eller en arts bevarandestatus.³⁷⁴ I samma veva är det skäl att understryka att det inte förutsätts att påverkan aktualiseras omedelbart. Den tidsmässiga aspekten hänvisar till summan av de faktorer som på lång sikt kan påverka en livsmiljös naturliga utbredning, struktur och funktion samt de typiska arternas överlevnad på lång sikt, beträffande en livsmiljös bevarandestatus, och till summan av de faktorer som på lång sikt kan påverka den naturliga utbredningen och mängden hos en arts populationer, beträffande en arts bevarandestatus.³⁷⁵ Det är alltså tillräckligt att en faktor ensam eller tillsammans med andra faktorer ”kan”, eventuellt först i framtiden, påverka en livsmiljös eller arts bevarandestatus. Beaktandet av osäkerhetsmoment på detta vis är i samklang med försiktighetsprincipen.³⁷⁶

370 Dir. 92/43/EEG artikel 2(1).

371 Dir. 92/43/EEG artikel 1(a).

372 Definitionen på en livsmiljös bevarandestatus lyder i sin helhet: ”[S]umman av de faktorer som påverkar en livsmiljö och dess typiska arter och som på lång sikt kan påverka dess naturliga utbredning, struktur och funktion samt de typiska arternas överlevnad på lång sikt inom [medlemsstaternas europeiska territorium som omfattas av Fördraget]”. Dir. 92/43/EEG artikel 1(e). I NVL (1096/1996) ingår ingen motsvarande definition på det utnyttjade begreppet skyddsnivå.

373 Definitionen på en arts bevarandestatus lyder i sin helhet: ”[S]umman av de faktorer som påverkar den berörda arten och som på lång sikt kan påverka den naturliga utbredningen och mängden hos dess populationer inom [medlemsstaternas europeiska territorium som omfattas av Fördraget]”. Dir. 92/43/EEG artikel 1(i). I NVL (1096/1996) ingår ingen motsvarande definition på det utnyttjade begreppet skyddsnivå.

374 Se dir. 92/43/EEG artikel 1(e) och 1(i).

375 Dir. 92/43/EEG artikel 1(e) och 1(i). Så även dir. 2004/35/EG artikel 2(4)(a) och 2(4)(b).

376 Se dock Suvantola ”Kuoleman katse – ympäristönkäytön luontovaikutusten selvittämismetodisuus” 2006, s. 566, som tonar ned tanken om försiktighetsprincipens betydelse i att avgöra när toleranströskeln kunde anses vara överstigen beträffande områden som införlivats i nätverket Natura 2000.

Bevarandestatusen definieras på abstrakta grunder, som alltså inbegriper alla de faktorer som kan ha inverkan eller effekter i livsmiljön och kan påverka dess naturliga utbredning, struktur och funktion samt de typiska arternas överlevnad eller som kan påverka arter och deras naturliga utbredning och mängden hos deras populationer. Faktumet att en arts och en livsmiljös bevarandestatus definierats på ett omfattande sätt, där i princip ingen avgränsning beträffande vilka faktorer som bör beaktas då det avgörs vilken bevarandestatus en livsmiljö eller art har, är en logisk följd av realiteten att det knappast skulle vara möjligt att utarbeta en uttömmande förteckning över sådana faktorer, åtminstone inte utan ett ständigt behov till uppdatering. Förteckningens längd skulle säkerligen även ställa praktiska hinder för en dylik uppteckningsexercis. Beträffande fastställandet av toleranströskeln är det också viktigare att i första hand fästa uppmärksamhet vid de omständigheter eller följder, dvs. inverkan eller effekter, i miljön som innebär att toleranströskeln överstigs. I och med definitionerna på en livsmiljös och en arts gynnsamma bevarandestatus, är toleranströskeln sammanknuten med de följder som alla faktorer har eller kunde ha i livsmiljön. Med andra ord uppfylls de kriterier som är grundläggande för den gestaltade teorin om normativ miljö-kvalitet och den inrättande normen innehåller även här en klar indikation om försiktighetstänkandet i och med att det hänvisas till följder som vissa faktorer även kunde ha. Sambandet mellan toleranströskeln, som alltså består av bibehållandet eller återställandet av den gynnsamma bevarandestatusen, och biodiversitet i kontexten av habitatdirektivet kommer fram i och med att man inser att habitatdirektivets syfte är att bidra till att säkerställa den biologiska mångfalden genom att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus av livsmiljöer samt vilda djur och växter.³⁷⁷

2.2.2 NÄR BEVARANDET GYNNAS

Det kan konstateras att toleranströskeln ligger vid den nivå där en livsmiljö eller en arts bevarandestatus är gynnsam. Enligt definitionen på en livsmiljös gynnsamma bevarandestatus skall, för det första, livsmiljöns naturliga utbredningsområde och de ytor den täcker inom detta område vara stabila eller ökande.³⁷⁸ Detta är en förutsättning av geografisk karaktär som fastställer att

³⁷⁷ Se dir. 92/43/EEG artikel 2(1) i kombination med definitionen på "bevarande" i direktivets artikel 1(a). Dock är det skäl att påpeka att de åtgärder, dvs. rättsmedlen, som vidtas enligt habitatdirektivet endast skall ha som syfte att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos livsmiljöer samt arter av vilda djur och växter av "gemenskapsintresse". Se dir. 92/43/EEG artikel 2(2). På motsvarande sätt skall enligt 5 § 1 mom. NVL (1096/1996) naturvården utformas så att en skyddsnivå (dvs. bevarandestatus) som är gynnsam för landets naturtyper och vilda arter kan uppnås och bibehållas, för att nå lagens syften, dvs. enligt 1 § NVL att bevara naturens mångfald, vårda naturens skönhet och landskapets värde, stöda hållbart nyttjande av naturtillgångarna och naturmiljön, öka kännedomen om och intresset för naturen, samt främja naturforskningen. Se även Similä *Luonnonsuojelulaki* 1997, s. 38.

³⁷⁸ Dir. 92/43/EEG artikel 1(e).

toleranspunkten överskrids ifall en inverkan eller effekt i miljön innebär att livsmiljöns naturliga utbredningsområde minskar eller om de faktiska ytor som livsmiljön täcker inom sitt utbredningsområde till sitt geografiska omfång minskar. I 5 § 2 mom. NVL (1096/1996) finns ingen hänvisning till detta i och för sig enkelt klingande förbud att minska på livsmiljöns naturliga utbredningsområde eller de faktiska ytor som livsmiljön täcker inom sitt utbredningsområde. Det geografiska omfånget är enligt ordalydelsen i den nationella föreskriften endast sammanknutet till bibehållandet av livsmiljön och ekosystemets struktur och funktion i och med att utbredningsområdet i sig måste vara tillräckligt för att trygga dessa faktorer. Vad som i detta sammanhang avses med ordet ekosystem är inte klart, inte heller hur begreppet ekosystem eventuellt anses skilja sig från en livsmiljö.³⁷⁹ Om ekosystem och livsmiljö anses vara någotsånär synonyma begrepp eller om en livsmiljö anses vara en del av ett ekosystem, och därmed en del av ekosystemets struktur och funktion, så finns det en potentiell och fungerande utväg ur ett eventuellt tolkningsproblem. Man kunde tolka ordet struktur på ett utvidgat sätt så att det även omfattade ekosystemets, och därmed även livsmiljöns, geografiska utbredning och även de enskilda ytor som livsmiljön täcker inom sitt utbredningsområde. Då skulle ordet struktur hänvisa både till livsmiljöns geografiska utbredning och till dess inbördes struktur. I ett sådant fall skulle den nationella bestämmelsen även till sin ordalydelse bättre vara i samklang med definitionen i habitatdirektivet till denna del.³⁸⁰

För det andra, skall den särskilda struktur och de särskilda funktioner som är nödvändiga för att livsmiljön skall kunna bibehållas på lång sikt finnas och sannolikt även komma att finnas under en överskådlig framtid.³⁸¹ Denna aspekt av toleranströskeln är svårare att konkretisera eftersom den beror på vad som utgör en ”särskild” struktur eller funktion som dessutom skall vara ”nödvändig” för bibehållandet av livsmiljön. Det torde inte avses att strukturen eller funktionen borde vara fullständigt unik beträffande den ifrågavarande livsmiljön. En motsvarande struktur eller funktion kan lika väl existera vad gäller en annan livsmiljö och den kan vara lika nödvändig för bibehållandet av denna andra livsmiljö. Uppmärksamhet torde däremot i högre grad fästas vid att de avsedda strukturerna eller funktionerna faktiskt skall vara nödvändiga för bibehållandet av just den livsmiljö som det i det enskilda fallet är fråga om. Vad som är en nödvändig struktur eller funktion för bibehållandet av en livsmiljö kan antagligen endast besvaras från fall till fall, förutom beträffande självklara fall där ett ingrepp i en livsmiljöns struktur eller funktion är så pass omfattande att bibehållandet av livsmiljön utan tvekan kan ifrågasättas.

I 5 § 2 mom. NVL syftas till ekosystemets struktur och funktion som skall bibehållas vid sidan om bibehållandet av en gynnsam bevarandestatus beträffande

379 Ur detaljmotiveringarna framgår inte direkt vad som avsetts. Se RP 79/1996, s. 27–28.

380 Enligt Kallio är 5 § 2 mom. NVL inte tillfredsställande eftersom den avviker från habitatdirektivets definition. Se Kallio *Suotuisa suojelutasa luonnonsuojeluokeudessa* 2001, s. 69–71.

381 Dir. 92/43/EEG artikel 1(e).

en livsmiljö. Följden av en ordagrann tolkning av denna föreskrift skulle dock leda till att de enda faktorer som kunde beaktas enligt nämnda lagrum, då det avgörs huruvida en livsmiljö faktiskt bibehålls eller inte, är det naturliga utbredningsområdet och den totala arealen av livsmiljön i fråga. Alltså, om det skulle gå att visa i det enskilda fallet att det naturliga utbredningsområdet och den totala arealen hos livsmiljön i sig var tillräckliga, så skulle ingen kränkning av den gynnsamma bevarandestatusen äga rum trots att livsmiljön eller ekosystemets struktur och funktion inte skulle bibehållas, eftersom detta inte varit en följd av att det naturliga utbredningsområdet eller den totala arealen varit mindre än ett visst geografiskt omfång. En så strikt tolkning ter sig som absurd och är för övrigt endast problematisk om den ovan nämnda utvidgade tolkningen, där ordet struktur även ansågs hänvisa till den geografiska utbredningen hos livsmiljön, inte antas.³⁸² Om livsmiljön eller ekosystemets struktur och funktioner inte bibehålls, så torde för övrigt en logisk slutsats i flera fall vara att livsmiljöns naturliga utbredningsområde eller dess totala areal inte är av ett sådant omfång att det förutsatta bibehållandet skulle uppnås, vilket redan i sig skulle innebära att toleranströskeln överstigits. Avgörande för gynnsamheten är bibehållandet av livsmiljön och bibehållandet av ekosystemets struktur och funktion.³⁸³ Därmed skulle vilken som helst följd där livsmiljön eller ekosystemets struktur eller funktion inte längre på sikt bibehölls innebära en juridisk slutsats enligt vilken livsmiljöns naturliga utbredningsområde och totala areal inte längre skulle vara tillräckliga för att nämnda faktorer bibehölls, trots att minskningen i utbredningsområdet eller arealen i sig inte varit startskottet till att livsmiljön eller ekosystemets struktur och funktion inte längre bibehölls. Den nationella lagstiftningens praktiska paradox understryks även av att en tillväxt av det naturliga utbredningsområdet och den totala arealen inte nödvändigtvis är det effektivaste medlet att rätta till situationen i ett sådant fall där orsaken till att bevarandestatusen inte längre är gynnsam ligger någon annanstans.

För det tredje, förutsätts det i habitatdirektivet att bevarandestatusen hos en livsmiljöns typiska arter skall vara gynnsam för att själva livsmiljön skall anses uppfylla villkoren för en gynnsam bevarandestatus.³⁸⁴ Om motsvarande förutsättning stadgas det i 5 § 2 mom. NVL.³⁸⁵ Definitionen på en arts gynnsamma bevarandestatus enligt habitatdirektivet utgår, för det första, från att uppgifter om den berörda artens populationsutveckling visar att arten på lång sikt kommer

382 Visserligen leder detta till den aningen komiska formuleringen där det, något karikerat uttryckt, konstateras att bevarandestatusen för en livsmiljö är gynnsam då dess geografiska omfång är tillräckligt för att garantera att livsmiljöns geografiska omfång bibehålls.

383 Jämför dock den finska ordalydelsen som ordagrant hänvisar till att, för det första, trygga bibehållandet av livsmiljön och, för det andra, att trygga ekosystemets struktur och funktion. Den svenska ordalydelsen är kanske klarare i detta hänseende då den understryker bibehållandet av båda faktorer.

384 I dir. 92/43/EEG artikel 1(e) görs en hänvisning till definitionen på en arts gynnsamma bevarandestatus i artikel 1(i).

385 I stället för typiska arter, talas det visserligen dock om karakteristiska arter. Detta är dock en petitesse jämfört med de tidigare behandlade skillnaderna i ordval.

att förbli en livskraftig del av sin livsmiljö eller sina livsmiljöer.³⁸⁶ Med begreppet livsmiljö avses här den livsmiljö av vilken arten ifråga är en del.³⁸⁷ Detta stärker förhållandet mellan definitionerna på en livsmiljö och en arts gynnsamma bevarandestatus. Endast om en art på basis av uppgifter om dess populationsutveckling kan konstateras (vara och) förbli³⁸⁸ en livskraftig del av sin livsmiljö kan artens bevarandestatus vara gynnsam. Ifall det är fråga om en för livsmiljön typisk art, är inte livsmiljöns bevarandestatus gynnsam om inte denna arts populationsutveckling visar att arten förblir en livskraftig del av livsmiljön.

En intressant fråga är hur populationsutvecklingen de facto når en sådan nivå att arten är och förblir en livskraftig del av livsmiljön. Förutsätts det att artens population på naturlig väg själv skall upprätthålla den fordrade nivån eller är det endast slutresultatet som avgör, dvs. att populationsutvecklingen är sådan att livskraftigheten bibehålls, trots att denna utveckling eventuellt uppnåtts artificiellt t.ex. genom hjälp av människan i form av uppfödning? Ordalydelsen i artikel 1(i) i habitatdirektivet kan inte direkt påstås ta en klar ställning till frågan.³⁸⁹ En möjlig tolkning skulle vara att uttrycket ”arten kommer att förbli” inte endast syftar till slutresultatet, utan också till hur slutresultatet uppnås, dvs. att det är arten själv som på naturlig väg, utan aktiv och kontinuerlig intervention

386 Dir. 92/43/EEG artikel 1(i).

387 Den finska språkversionen hänvisar inte till livsmiljö (luontotyyppi) utan till artens naturliga livsmiljöer (luonnolliset elinympäristöt) vilket alltså inte ordagrant överensstämmer med begreppet livsmiljö (luontotyyppi) såsom det utnyttjas i den finska språkversionen. Det är antagligen fråga om ett misstag. I bl.a. följande övriga språkversioner är de använda begreppen i artikel 1(e) och 1(i) identiska; den engelska språkversionens begrepp ”natural habitat”, den tyska språkversionens begrepp ”natürlicher Lebensraum” och den franska språkversionens begrepp ”habitat naturel”. Jämför dock med en motsvarande diskrepans, som i den finska språkversionen, i den danska språkversionens utnyttjande av begreppet ”naturtype” i artikel 1(e) och ”naturlige levesteder” i artikel 1(i). Jämför även med den spanska språkversionen där både begreppen ”hábitat” och ”hábitat natural” används, dock utan att motsvarande tolkningsproblem som i den finska eller danska språkversionen skulle uppstå. Se även Kallio *Suotuista suojelutasa luonnonsuojeluoikeudessa* 2001, s. 77–78, som analyserat ordalydelsen i den finska och den engelska språkversionen, även om han kanske lite missvisande kallar den engelska språkversionen för ”originaltext” eller hänvisar till engelskan som ”ursprungsspråk” (alkuperäinen teksti eller alkuperäiskieli).

388 Enligt den exakta ordalydelsen används endast uttrycket ”kommer att förbli”. I detta uttryck finns dock ur ett logiskt perspektiv inbakat faktumet att för att något skall ”komma att förbli”, så måste det ”vara” så redan nu. Se dir. 92/43/EEG artikel 1(i). Jämför t.ex. med den tyska språkversionen där uttrycket ”bildet und langfristig weiterhin bilden wird” används.

389 Så är fallet trots att olika språkversioner innehåller olika betoningar. Den engelska och den danska språkversionen nämner som en kvalifikation att arten ”is maintaining itself” respektive ”vil opretholde sig selv”. Detta skulle innebära att populationsutvecklingen borde upprätthållas på naturlig väg utan mänsklig intervention. Däremot innehåller den tyska, den franska och den spanska språkversionen ingen direkt motsvarande explicit hänvisning till att arten borde upprätthålla sig själv. Alla dessa språkversioner innehåller dock ordet art i en eller annan bestämd form, diese Art, cette espèce eller la misma [especie]. Så är fallet även i den finska (täma laji) och den svenska språkversionen (arten). Kallios slutsats där han anser att arten skall kunna upprätthålla sig själv kunde påstås vara korrekt, om dock aningen förhastat baserad på en antagen status av ursprungsspråk hos engelskan. Se Kallio *Suotuista suojelutasa luonnonsuojeluoikeudessa* 2001, s. 76.

i form av t.ex. uppfödning från människans sida, skall bidra till en sådan populationsutveckling att livskraftigheten inom livsmiljön säkras. Denna tolkning skulle enligt mig vara i linje med ordalydelsen. Toleranströskeln skulle därmed förutsätta att det är arten själv som skall upprätthålla den erforderliga populationsutvecklingen, för att toleranströskeln inte skall vara överstigen. Mänsklig interventionen är dock givetvis tillåten för att t.ex. genom uppfödning återställa populationsutvecklingen till en sådan nivå att arten självständigt kan upprätthålla en sådan populationsutveckling att arten förblir livskraftig inom sin livsmiljö. Vidare är givetvis andra mänskliga åtgärder, såsom skyddsåtgärder, vars syfte är att garantera att populationsutvecklingen får äga rum och fortlöpa ostörd tillåtna.

Det är endast aktiva och fortlöpande åtgärder för att konstgjort upprätthålla populationsutvecklingen som skulle utgöra ett sådant ingrepp att toleranströskeln skulle överstigas. Detta är fallet trots att inverkan eller effekten i miljön vid första åsyn inte skulle vara av en sådan intensitet som skulle fordras, eftersom populationsutvecklingen i praktiken kunde påstås visa att arten förblir livskraftig. Detta kunde till synes med fog påstås vara klart motstridigt med den fundamentala tanken inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet om att det är inverkan eller effekten i miljön som avgör huruvida toleranströskeln överstigs eller inte. Ett sådant avsteg kunde påstås gnaga sönder den sten fot som man i denna forskning försökt upprätta för att hålla uppe den normativa miljö kvalitets boning. Invändningen är påkallad och väl argumenterad, men den missar sitt mål i ett avsevärt hänseende beträffande vad som egentligen är den inverkan eller effekt som åstadkommit. Det är nämligen inte så att toleranströskeln skulle fastställa att en förbjuden inverkan eller effekt är att populationsnivån sjunker under en sådan nivå att arten inte längre kan förbli livskraftig inom sin livsmiljö. Detta är inte den ursprungliga följden, dvs. den egentliga inverkan eller effekt som toleranströskeln hänvisar till, utan resultatet av en tidigare inverkan eller effekt i miljön. Den ursprungliga följden som toleranströskeln fastställt är nämligen faktumet att arten inte längre själv på naturlig väg, såsom arter i allmänhet borde, kan, dvs. att den saknar förmåga att, upprätthålla en viss populationsutveckling. Detta är den inverkan eller effekt som toleranströskeln fastställt. En ytterligare följd av detta, men alltså endast en på materiella fakta konstaterbar följd av att toleranströskeln överstigits, är i sin tur att arten inte längre är livskraftig i sin livsmiljö. Nu inser man att, ifall endast den sist nämnda följden åtgärdas, genom t.ex. uppfödning, så kommer toleranströskeln fortfarande att överstigas, om inte den tidigare inverkan eller effekten, dvs. att arten i sig förlorat sin förmåga att upprätthålla en viss populationsutveckling, åtgärdas.³⁹⁰ Slutsatsen är att tolkningen om att det är arten själv som på naturlig väg skall kunna upprätthålla den erforderliga populationsutvecklingen är förutom i

390 Se även Knopp "Wiedergutmachung ökologischer Schäden nach § 22 WHG" 1988, s. 263–267, som begrundat frågan om återställansvar av ett naturligt tillstånd i vattenmiljön ur en tysk synvinkel och som påpekar att ett återställande även kan innefatta att också de funktioner och förhållanden som förutsatts för att en art skall kunna bestå återställs.

samklang med ordalydelsen i habitatdirektivet, även i harmoni med de fundamentala byggstenarna i denna forskning och därmed även med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet.

För det andra, föreskrivs det, beträffande en arts gynnsamma bevarandestatus, att artens naturliga utbredningsområde varken skall minska eller sannolikt komma att minska inom en överskådlig framtid för att artens bevarandestatus skall kunna vara gynnsam.³⁹¹ Detta kriterium måste för klarhetens skull behandlas tillsammans med den tredje förutsättningen enligt vilken det bör finnas, och sannolikt kommer att fortsätta att finnas, ett tillräckligt stort habitat³⁹² för att artens populationer skall bibehållas på lång sikt.³⁹³ Med ett habitat avses en miljö som kännetecknas av särskilda abiotiska och biotiska faktorer, och där en art lever under något av stadierna i sin biologiska cykel.³⁹⁴ Det är däremot inte helt klart om man med uttrycket naturligt utbredningsområde avsett något som är synonymt med habitat eller inte. Mot en tolkning av synonym betydelse talar föreskriften om att det naturliga utbredningsområdet inte får minska, medan habitatet skulle få minska så länge som habitatet fortfarande var tillräckligt för att artens populationer skall bibehållas på lång sikt. Förbudet att förminska det naturliga utbredningsområdet är däremot inte kvalificerat på motsvarande sätt. Den vettiga tolkningen torde vara att habitatet, dvs. den miljö där arten lever och som kännetecknas av särskilda abiotiska och biotiska faktorer, får minska till dess geografiska omfång så länge som artens naturliga utbredningsområde som helhet inte minskar och habitatet förblir tillräckligt stort för att bibehålla artens populationer. Med andra ord får varken artens naturliga utbredningsområde eller population minska, vardera betraktat som en helhet.

Definitionen på en arts gynnsamma bevarandestatus enligt habitatdirektivet cirkulerar kring kravet på att arten skall förbli livskraftig. Livskraftigheten i sin

391 Dir. 92/43/EEG artikel 1(i).

392 I den svenska språkversionen av dir. 92/43/EEG artikel 1(i) används begreppet livsmiljö till skillnad från habitat. Frågan är dock om man ändå avsett att hänvisa till begreppet habitat enligt artikel 1(f) och inte till begreppet livsmiljö enligt artikel 1(b). I den engelska språkversionen används begreppet "habitat" vilket torde kunna anses motsvara begreppet i artikel 1(f) "habitat of a species" jämfört med artikel 1(b) "natural habitat", eftersom artikel 1(i) behandlar kriterier för en arts gynnsamma bevarandestatus. Den franska och den spanska språkversionen är identiska med den engelska, eftersom de använda begreppen "habitat" respektive "hábitat" torde kunna anses motsvara artikel 1(f) "habitat d'une espèce" respektive "hábitat de una especie" jämfört med artikel 1(b) "habitat naturel" respektive "hábitat naturel". Den danska språkversionen har samma innehåll som den nyss antagna tolkningen beträffande den engelska, franska och spanska språkversionen, men den danska lämnar inget utrymme för tolkning. I den danska språkversionen används uttrycket "levested" vilket endast kan syfta till artikel 1(f) "levested for en art" eftersom begreppet i artikel 1(b) är "naturtyp". Situationen i den finska språkversionen är identisk med den danska versionen då det använda uttrycket "elinympäristö" endast kan syfta till artikel 1(f) "lajin elinympäristö" eftersom begreppet i artikel 1(b) är "luontotyyppi". I den tyska språkversionen används begreppet "Lebensraum" vilket varken helt överensstämmer med artikel 1(b) "natürlicher Lebensraum" eller artikel 1(f) "Habitat einer Art".

393 Dir. 92/43/EEG artikel 1(i).

394 Dir. 92/43/EEG artikel 1(f).

tur är sammanknuten till faktorer om artens habitat, populationer, aktuella livsmiljö och utbredningsområde. Definitionen kunde sammanfattas som, å ena sidan, en kedja av förutsättningar som står i ett symbiotiskt förhållande till varandra, och, å andra sidan, en bakgrundspremiss. Båda två bör vara uppfyllda för att bevarandestatusen skall vara gynnsam. Den första förutsättningen, dvs. kedjan, är att artens habitat skall vara tillräckligt för att artens populationer skall bibehållas på sikt, vilket torde kunna påstås vara en förutsättning för att en art kunde påstås vara livskraftig. Vid något skede skulle en minskning, som alltså inte är tillåten, av populationen i det långa loppet leda till en förlust av livskraften. Kravet på att bibehålla populationen bör hållas i minnet då kedjans följande länk utreds, nämligen att populationsutvecklingen skall visa att arten kommer att förbli en livskraftig del av sin livsmiljö. Denna kedja kompletteras av bakgrundspremissen, enligt vilken artens utbredningsområde inte får minska.

Till skillnad från definitionen på en arts gynnsamma bevarandestatus i habitatdirektivet, är motsvarande nationella definition i 5 § 3 mom. NVL aningen magrare, men kanske just av denna anledning ytterst intressant. Definitionen omfattar i princip endast den första faktorn av den gemenskapsrättsliga definitionen i habitatdirektivet, dock med en till synes oskyldig och smärre ändring.³⁹⁵ Återigen uppstår dock frågor, och kanske även mindre problem, om man försöker tolka lagrummet såsom det är skrivet ord för ord. Definitionen av en arts gynnsamma bevarandestatus³⁹⁶ är nämligen endast sammanknuten till artens förmåga att på sikt kunna bibehålla sin livskraft i sin naturliga omgivning. Inga andra kvalifikationer, till skillnad från definitionen i habitatdirektivet, nämns i definitionen i 5 § 3 mom. NVL. Den problematiska formuleringen, som, cyniskt uttryckt återigen föga förvånansvärt, inte är definierad i lagtext, är i detta fall ”en arts naturliga omgivning”. Med uttrycket, tolkat enligt dess ordalydelse, har man i doktrinen påstått avse alla de ställen och omgivningar där arten i fråga förekommer. Därmed skulle en gynnsam bevarandestatus förutsätta att arten bibehåller sin livskraft på varje enskilt ställe där arten förekommer. Denna tolkning som anses basera sig på en bokstavlig tolkning har dock tillbakavisats på basis av pragmatiska grunder. Nämligen, följderna av att varje ställe där en art förekommer skulle bevaras, skulle i praktiken innebära att inga förändringar, ingrepp eller former av utnyttjande i den fysiska miljön skulle vara möjliga, eftersom så gott som varje förändring, ingrepp eller form av utnyttjande förstör eller förändrar ett sådant ställe där en art förekommer. Naturvården skulle på sitt sätt försegla sitt eget öde då den skulle förutsätta det omöjliga.³⁹⁷

395 Definitionen i 5 § 3 mom. NVL lyder: ”[Bevarandestatusen] för en art är gynnsam då arten på sikt kan bibehålla sin livskraft i *sin naturliga omgivning*.” [min kursivering] Den första faktorn i definitionen i dir. 92/43/EEG artikel 1(i) lyder som bekant: ”[Bevarandestatusen för en art] anses ’gynnsam’ när [...] arten på lång sikt kommer att förbli en livskraftig del av *sin livsmiljö*[.]” [min kursivering]

396 Gynnsam skyddsnivå enligt terminologin i NVL.

397 Se Tolvanen *Maankäytön luonnonsuojelluksen sääntely* 1998, s. 131–134. Tolvanen har kommit fram till denna tolkning enligt ordalydelsen, som han alltså förkastar på pragmatiska eller teleologiska

Personligen har jag svårt att förstå varför en pedantisk tolkning av definitionen i 5 § 3 mom. NVL ens enligt dess ordalydelse skulle innebära att föreskriften avsåg ställen där en art förekommer. För det första, hänvisar föreskriften inte till en enskild individ av arten utan till arten som ett kollektiv.³⁹⁸ För det andra, kan uttrycket ”naturlig omgivning” som utnyttjas i 5 § 3 mom. NVL enligt mig inte tolkas snävt, snarare tvärtom. Med omgivning avses det område, med alla de funktioner och beståndsdelar som därtill hör, som finns omkring arten eller som formar de yttre levnadsförhållandena för arten. Detta innefattar enligt mig både vad som i habitatdirektivet benämnts habitat och vad som i nämnda direktiv benämnts livsmiljö. En arts naturliga omgivning utgörs både av artens habitat, dvs. den miljö där arten lever, och artens livsmiljö, dvs. det land eller vattenområde av vars biotiska egenskaper arten är en del av, eller med andra ord den livsmiljö som arten är en del av. Vidare är steget till att uttrycket naturlig omgivning även skulle omfatta det naturliga utbredningsområdet hos arten, ganska kort. Eftersom begreppet omgivning kan anses hänvisa till ett geografiskt område, är det enligt mig inte ens fråga om någon utvidgad tolkning om en arts naturliga omgivning anses omfatta artens utbredningsområde. Därmed skulle definitionen i 5 § 3 mom. NVL trots allt inte vara så långt ifrån den språkligt mera utförliga definitionen i artikel 1(i) habitatdirektivet. Den komprimerade formen har dock inte utan anledning vållat huvudbry.³⁹⁹

grunder, genom att begrunda och tolka uttrycket ”en arts naturliga omgivning”. Eftersom uttrycket inte definierats i lagtext eller i förarbeten har Tolvanen utnyttjat det i artikel 2 i Rio-konventionen definierade uttrycket ”livsmiljö” (elinympäristö). Med tanke på att terminologin i Rio-konventionen för övrigt skiljer sig från den som utnyttjats i habitatdirektivet respektive NVL, känns det aningen långsökt att ge definitionen av ett enskilda uttryck, som för övrigt dessutom inte är på ett av de officiella språken, en så pass långt gående betydelse vid tolkningen av en nationell bestämmelse. Så är fallet, särskilt eftersom ingen desto djupare analys gjorts beträffande utnyttjandet av de lika klingande begreppen i respektive rättsliga instrument. Vidare anser Tolvanen att definitionen på en arts gynnsamma bevarandestatus i NVL skulle avvika avsevärt från definitionen i habitatdirektivet. Påståendet grundas på åsikten om att habitatdirektivet förutsätter livskraftighet inom utbredningsområdet för arten ifråga, medan en bokstavsenlig tolkning av definitionen i NVL skulle hänvisa till varje enskilt ställe där arten förekommer. Även denna tolkning är i viss mån svår att förstå. I den finska språkversionen av habitatdirektivet hänvisas till utbredningsområdet endast beträffande förbudet att minska på detta område. Livskraftigheten syftar däremot till ett resultat, dvs. att arten skall förbli en livskraftig del av sin livsmiljö och att artens habitat skall förbli tillräckligt stort för att upprätthålla artens populationer. Artens populationer tycks spela en större roll än utbredningsområdet då livskraftigheten av en art begrundas. Direktivets definition är alltså annorlunda och mera ingående, men att dra den ovan nämnda slutsatsen att direktivet beträffande en arts livskraftighet skulle hänvisa till en arts utbredningsområde ter sig i viss mån som förhastad. Se även Kallio *Suotuisa suojelutasa luonnonsuojeluoikeudessa* 2001, s. 75–76.

398 Detta har även påpekats i Kallio *Suotuisa suojelutasa luonnonsuojeluoikeudessa* 2001, s. 75.

399 En ytterligare orsak till tolkningsfrågorna kan vara att ordet omgivning inte gärna går att översätta till finska med ett annat ord än ”ympäristö”, vilket i sin tur i svenskan även har betydelsen ”miljö”. En annan orsak till tolkningsproblemen kan vara att man i habitatdirektivet använder begrepps-paret livsmiljö – habitat (luntotyyppi – elinympäristö), medan man i språkbruket i NVL egentligen saknar en motsvarighet för habitat. Vidare är begreppet livsmiljö omdöpt till ”naturtyp” på svenska. Då är det kanske naturligt att uttrycket ”luontaisissa elinympäristöissä” i 5 § 3 mom. NVL lett till i viss mån onödigt grubbel, som egentligen i hög grad förbigås om det tolkas i enlighet med det svenska uttrycket ”naturlig omgivning”.

Beträffande arter hänvisas i sin tur i fågeldirektivet (79/409/EEG) inte till en gynnsam bevarandestatus utan till en nivå hos en fågelpopulation som svarar särskilt mot ekologiska, vetenskapliga och kulturella behov.⁴⁰⁰ Frågan är om inte toleranströskeln enligt fågeldirektivet så gott som motsvarar vad som avses med den gynnsamma bevarandestatusen som är det relevanta kriteriet enligt habitatdirektivet (92/43/EEG). Fågeldirektivets hänvisning kunde dock i viss mån tolkas, om inte direkt snävare, så åtminstone som mera begränsat till sitt omfång beträffande de kriterier som är avgörande för fastställande av toleranströskeln. Så är fallet, eftersom det i fågeldirektivet, beträffande vad som kan anses utgöra den inrättande normen, endast hänvisas till nivån hos fågelpopulationen i sig, inte till fågelpopulationens livsmiljö. För att denna nivå hos en fågelpopulation skall uppnås skall medlemsstater sedan i sin tur vidta de åtgärder som är nödvändiga för att skydda, bevara och återställa tillräckligt varierande och stora livsmiljöer för fåglarna.⁴⁰¹ Beträffande vissa särskilda fågelarter skall särskilda åtgärder för bevarande av deras livsmiljö vidtas för att säkerställa deras överlevnad och fortplantning inom det område där de förekommer.⁴⁰² De nyss nämnda skyldigheterna utgör i princip rättsmedel, eller en följdnorm, eftersom skyldigheten i fråga aktualiseras i samband med att toleranströskeln överstigs, dvs. då fågelpopulationen sjunkit under den nivå som fastställts enligt toleranströskeln.

Det är skäl att här återigen understryka att fastställandet av toleranströskeln sker genom den inrättande normen, men att man med den inrättande normen endast avser en abstrakt juridisk begreppskonstruktion, som inte behöver konkretiseras i en enda enskild artikel, paragraf eller dylikt lagrum på mikronivå. Den inrättande normen kan bestå av olika element i olika enskilda rättssatser. Vad som är relevant är att dessa element hos rättssatserna tillsammans fastställer en toleranströskel. Därmed skall den inrättande normen med anknytning till fågeldirektivet enligt mig läsas som en helhet enligt vilken toleranströskeln fastställts enligt kriterier som garanterar att livsmiljöns variation och utbredning är tillräckliga för att bl.a. garantera livsmiljöns ekologiska behov, så att fågelpopulationerna bibehålls på eller återställs till en nivå som svarar särskilt mot ekologiska, vetenskapliga och kulturella behov.⁴⁰³

Fordringarna beträffande fåglars livsmiljöer bör bedömas på basis av livsmiljöernas ekologiska värde. Bevarandet av en tillräckligt diversifierad och stor livsmiljö är nödvändigt för bevarandet av vilken fågelart som helst. Därmed blir skyldigheten att bevara fåglars livsmiljöer aktuell redan innan någon minskning i fågelpopulationerna observerats eller en risk för att en fågelart skulle bli utrotningshotad blev allvarlig.⁴⁰⁴ Toleranströskeln som fastställts på basis av

400 Denna nivå bildar toleranströskeln eftersom det är på denna nivå populationen av naturligt förekommande fågelarter skall bibehållas eller, alternativt, till denna nivå som populationen skall återupprättas. Dir. 79/409/EEG artikel 2.

401 Dir. 79/409/EEG artikel 3(1).

402 Dir. 79/409/EEG artikel 4(1). Dessa särskilda arter finns förtecknade i direktivets bilaga I.

403 Se dir. 79/409/EEG artikel 2 och 3 i deras helhet.

404 Mål C-355/90 *Kommissionen mot Spanien*, domskälen, punkt 15.

en ortskänslighetsbedömning som på detta sätt är bunden till det ekologiska värdet hos livsmiljön påverkas inte av övriga icke-ekologiska kriterier, såsom t.ex. sociala eller ekonomiska hänsyn. Sådana övriga intressen kan inte åberopas för att skifta på toleranströskeln läge.⁴⁰⁵ Vad som dock är ytterst relevant med tanke på toleranströskeln självständighet i förhållande till överhuvudtaget något rättsmedel är att toleranströskeln fastställs och blir rättsligt bindande trots att några rättsmedel, i detta fall, beträffande fågeldirektivet, klassificering av särskilda skyddsområden, inte varit tillgängliga.⁴⁰⁶

Följdnormen är en separat enhet av miljökvalitetsnormen, och den påverkar i teorin inte den inrättande normens funktion, vilken som bekant är att identifiera och klassificera ett visst förhållande som normativt, vilket med samma innebär att en toleranströskel fastställs. Självständigheten av den inrättande normen och därmed även fastställandet av toleranströskeln enligt fågeldirektivet är inte slaviskt sammanknutet med att en medlemsstat faktiskt klassificerat ett område som ett särskilt skyddsområde. Även om medlemsstater har ett visst utrymme för manöver då de avgör vilka områden som klassificeras som särskilda skyddsområden, så skall klassificeringen enligt fågeldirektivet alltid baseras på ornitologiska kriterier. När sådana kriterier i en tillräckligt vid utsträckning är uppfyllda saknar en medlemsstat möjlighet att låta bli att klassificera området som ett särskilt skyddsområde.⁴⁰⁷ Vad som är ännu mera anmärkningsvärt är att skyldigheten att ingripa i verksamheter eller aktiviteter som kunde ha en inverkan eller effekt i miljön som överstiger toleranströskeln existerar trots att ett område inte klassificerats som ett särskilt skyddsområde ifall de ekologiska och ornitologiska värdena i området talar för att området borde ha klassificerats.⁴⁰⁸

Sammanfattningsvis kan det konstateras att avgörande för toleranströskeln fastställande är den inverkan eller effekt som uppstår eller kunde uppstå i miljön. Denna inverkan eller effekt är sammanknuten med definitionen av en gynnsam bevarandestatus, där sådan inverkan eller effekt som innebär att toleranströskeln

405 Se Mål C-57/89 *Kommissionen mot Tyskland*, domskälen, punkt 20–22 och mål C-355/90 *Kommissionen mot Spanien*, domskälen, punkt 18–19. Endast ifall sådana intressen skulle vara av sådan övervägande karaktär att de skulle överspela de ekologiska intressena kunde de beaktas. Ekonomiska krav och rekreationsbehov, trots att de nämns i dir. 79/409/EEG artikel 2, utgör inte sådana övervägande intressen. Se även mål C-247/85 *Kommissionen mot Belgien* och mål C-262/85 *Kommissionen mot Italien*.

406 I mål C-355/90 *Kommissionen mot Spanien*, domskälen, punkt 22, tillbakavisade domstolen Spaniens argument om att åtgärder att skydda och bevara ett område enbart kunde vidtas efter att ett område klassificerats som ett särskilt skyddsområde.

407 Mål C-355/90 *Kommissionen mot Spanien*, domskälen, punkt 26–27.

408 Se Somsen ”Case C-355/90, Commission v. Spain, (Directive 79/409, wild birds, classification of special protection areas) 2 August 1993” 1993, s. 273. Här är det skäl att påpeka att EG-domstolen uttryckligen konstaterat att denna rättsföljd gäller trots ordalydelsen i dir. 92/43/EEG artikel 7, enligt vilken förpliktelser enligt dir. 79/409/EEG artikel 4 ersätts av förpliktelser enligt dir. 92/43/EEG artikel 6(2)-(4), beträffande sådana fall där en medlemsstat inte klassificerat ett område enligt dir. 79/409/EEG artikel 4 men borde ha gjort det. Se mål C-374/98 *Kommissionen mot Frankrike*, domskälen, punkt 47. Se även Machin ”Protecting Bird Habitat of European Importance – the View from Basses Corbières” 2004, s. 179–180.

överstigits fastställs och definieras.⁴⁰⁹ Därmed spelar det en sekundär roll vilka faktorer som förorsakat inverkan eller effekten, huruvida dessa varit omedelbara eller medelbara, eller ens vem som är ansvarig för inverkan eller effekten. Dessa fakta kan däremot i sin tur ha betydelse då det avgörs vilka rättsmedel som eventuellt står till buds, men vid fastställandet av toleranströskeln spelar de en ringa roll.

2.2.3 EN GARANTI FÖR GYNNSAMHET

På basis av de utgångspunkter beträffande karaktären av rättslig reglering som antagits i denna forskning är det skäl att åter konstatera, innan den härpå följande behandlingen inleds, att ett faktum att någon följdnorm inte knutit samman några rättsmedel med en företeelse där toleranströskeln överstigits inte innebär att den identifierade och kvalificerade miljökvaliteten inte skulle vara normativ i den bemärkelse som avses inom ramen för denna forskning. Den inrättande normen, som fastställt toleranströskeln, är normativ till sin karaktär. Därmed innebär redan att en toleranströskel fastställts, t.ex. på basis av en ortskänslighetsbedömning som bygger på eller hänvisar till en gynnsam bevarandestatus hos en livsmiljö eller en art, att ett institutionellt faktum i form av normativ miljökvalitet existerar.⁴¹⁰ Frågan som kommer att behandlas här är, i sin tur, anknuten till den intressanta frågan om vilka följdnormer, dvs. rättsmedel, som är anknutna till en sådan situation där en fastställd toleranströskel i denna kontext överstigits. Det kan givetvis kännas frustrerande om det i praktiken inte finns några rättsmedel till hands för att ta itu med att en normativ miljökvalitet kränkts, men detta innebär i sig inte att toleranströskeln normativa karaktär skulle ifrågasättas. I detta sammanhang görs alltså ett avsteg från den huvudsakliga avgränsningen enligt vilken fokus i denna forskning ligger i en behandling av den inrättande

409 Se Kallio *Suotuisa suojelutasa luonnonsuojeluvoikeudessa* 2001, s. 87–89 och Kokko *Biodiversiteettiä turvaavat oikeudelliset periaatteet ja mekanismit* 2003, s. 159–160, som båda påpekar att begreppet gynnsam bevarandestatus är nära besläktat med begreppet kritisk belastning (kriittinen kuormitus) som är bekant bl.a. inom miljöskyddsrecht. Både Kallio och Kokko hänvisar till Kuusiniemi. Se Kuusiniemi *Ympäristönsuojelu ja immissioajattelu* 1992, särskilt s. 126. Kallio i sin tur går längre i jämförelsen mellan gynnsam bevarandestatus och mera etablerade, åtminstone historiskt sätt, begrepp, då han analyserar och finner likheter mellan recipientprincipen och en gynnsam bevarandestatus. Se Kallio *Suotuisa suojelutasa luonnonsuojeluvoikeudessa* 2001, s. 83–86. Det är inte förvånansvärt att jag är av precis samma åsikt eftersom en bakomliggande tanke i denna forskning är att rötterna beträffande det immissionsrättsliga tänkandet såsom det presenterats och utnyttjats i denna forskning ligger djupt och att de i dagens miljörättsliga reglering i dess helhet fortfarande är iakttagbara.

410 Jämför, beträffande terminologin och utnyttjandet av begreppet normativ, med Kallio *Suotuisa suojelutasa luonnonsuojeluvoikeudessa* 2001, s. 64 och Belinskij *Natura 2000-verkosto, sen toteuttaminen ja oikeusvaikutukset* 2005, s. 16, där begreppet gynnsam bevarandestatus anses bestå av ett faktiskt tillstånd och ett normativt kriterium. Det normativa kriteriet anses uteslutande bestå av att begreppet gynnsam bevarandestatus, för att ha normativ relevans, bör vara anknuten till rättsliga eller administrativa skyldigheter. Enligt den terminologi som utnyttjas i denna forskning innebär redan identifiering och klassificering av en gynnsam bevarandestatus genom en inrättande norm, dvs. fastställandet av en toleranströskel, att vi har att göra med ett rättsligt eller normativt fenomen.

normen. Avsteget är motiverat med tanke på den särskilda relevansen som följdnormer i denna kontext har för en utkristallisering av själva innebörden och omfånget av den relevanta ortskänslighetsbedömningen.

Nätverket Natura 2000 är kanske den självklara associationen när det blir tal om rättsmedel med ett samband till att toleranströskeln överstigs beträffande livsmiljöer, habitat eller växt- och djurarter. Med nätverket Natura 2000 avses som bekant ett sammanhängande europeiskt ekologiskt nät av särskilda bevarandeområden enligt habitatdirektivet (92/43/EEG), och särskilda skyddsområden enligt fågeldirektivet (79/409/EEG).⁴¹¹ Nätverket Natura 2000 har som syfte att möjliggöra bibehållandet eller återställandet av en gynnsam bevarandestatus hos berörda livsmiljötyper och arter i deras naturliga utbredningsområde.⁴¹² Områden som införlivas i nätverket Natura 2000 kan dock endast omfatta områden där en viss särskild livsmiljötyp⁴¹³ eller ett habitat av en viss särskild art⁴¹⁴ återfinns. Omedelbart fästs uppmärksamhet vid begreppet gynnsam bevarandestatus. Med tanke på toleranströskeln är det den gynnsamma bevarandestatusen som är nyckeln till frågan om hur toleranströskeln läge fastställs, eftersom ortskänslighetskriteriet som ligger till grund för fastställandet är den gynnsamma bevarandestatusen beträffande livsmiljön eller arten ifråga. Nätverket Natura 2000 kan anses fungera mer eller mindre som ett instrument för att säkerställa att toleranströskeln inte överskrids.

Kriterierna för att ett område skall införlivas i nätverket Natura 2000 är sammanknutna till den gynnsamma bevarandestatusen, men man kunde påstå att objektet för ortskänslighetsbedömningen, dvs. de livsmiljöer och arter vars gynnsamma bevarandestatus ligger som grund för fastställandet av toleranströskeln, är begränsat. Detta följer av faktumet att livsmiljötyperna och de arter vars habitat har betydelse i förfarandet att införliva områden i nätverket är begränsat. Nätverket Natura 2000 utgörs av områden som väsentligt bidrar till att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos en livsmiljö som uppräknats i habitatdirektivets bilaga I eller en gynnsam bevarandestatus av en art som finns uppräknad i direktivets bilaga II.⁴¹⁵

Toleranströskeln som fastställs med hjälp av en ortskänslighetsbedömning som grundats på den gynnsamma bevarandestatusen hos en livsmiljö eller en art styr även valet av områden till nätverket Natura 2000. Detta följer av vissa särskilda kriterier som bör uppfyllas för att tillfredsställa definitionen på ett område av gemenskapsintresse. Att utse områden av gemenskapsintresse är dock

411 Se dir. 92/43/EEG artikel 3(1)

412 Dir. 92/43/EEG artikel 3(1).

413 En förteckning över de berörda livsmiljötyperna återfinns i dir. 92/43/EEG bilaga I. Huvudtyperna av dessa livsmiljötyper utgörs av kuster och saltpåverkade livsmiljöer; kustnära sanddyner och inlandssanddyner; sötvattenmiljöer; tempererade hedar och buskmarker; sklerofyllbuskmarker (matorral); naturliga och delvis naturliga gräsmarker; myrar; klippor och grottor; samt skogar.

414 De relevanta arterna finns uppräknade i dir. 92/43/EEG bilaga II.

415 Dir. 92/43/EEG artikel 1(k).

följden av ett särskilt förfarande. Innan detta förfarande behandlas är det skäl att redogöra för de grundläggande kriterierna för definitionen på ett område av gemenskapsintresse. I princip utgör alla områden som väsentligt bidrar till att säkerställa att toleranströskeln, som i sin tur grundas på den gynnsamma bevarandestatusen, inte överstigs, områden av gemenskapsintresse. Det enda kvalificerande kriteriet är kravet på att bidraget till att säkra att toleranströskeln inte överstigs skall vara väsentligt. Tanken torde vara att områden med en sådan karaktär bör identifieras och inkluderas automatiskt, medan områden vars bidrag kan ifrågasättas eller vars bidrag till att toleranströskeln inte överstigs endast är av ringa grad inte i första hand skall införlivas i nätverket Natura 2000. En ytterligare förutsättning för att ett område skall kunna utgöra ett område av gemenskapsintresse är att ett område, som bidrar väsentligt till att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos en viss livsmiljötyp eller art, även kan bidra väsentligt till att nätverket Natura 2000 blir sammanhållande.⁴¹⁶ Denna sist nämnda förutsättning är såtillvida villkorlig att det endast förutsätts att ett område kan bidra väsentligt till att nätverket Natura 2000 blir sammanhållande. Det förutsätts däremot inte att man bör kunna visa att nätverket Natura 2000 faktiskt skulle bli sammanhållande med hjälp av området ifråga.

En annan förutsättning för att definitionen på ett område av gemenskapsintresse skall uppfyllas är att området väsentligt bidrar till att den biologiska mångfalden inom respektive biogeografiska region eller regioner⁴¹⁷ bibehålls.⁴¹⁸ Återigen utgörs kvalifikationen av att bidraget måste vara väsentligt. Vidare är det skäl att uppmärksamma att kvalifikationen är ovillkorlig. Sammanfattningsvis kan det konstateras att området bör bidra väsentligt till att den gynnsamma bevarandestatusen bibehålls eller återställs och till att den biologiska mångfalden bibehålls. Den intressanta frågan är däremot huruvida båda kriterierna (å ena sidan, ett väsentligt bidrag till bibehållande eller återställande av livsmiljöer eller arter i kombination till möjligheten att området väsentligt bidrar till att göra Natura 2000 sammanhängande, samt, å andra sidan, ett väsentligt bidrag till bibehållandet eller återställandet av den biologiska mångfalden) skall uppfyllas för att ett område skall vara av gemenskapsintresse. Svaret torde vara nekande. Det är tillräckligt att endast en av de nämnda förutsättningarna existerar för att ett område skall uppfylla definitionen på ett område av gemenskapsintresse enligt artikel 1(k) habitatdirektivet (92/43/EEG). Definitionen innehåller enbart två skilda och självständiga kriterier för ett område av gemenskapsintresse. Med ordet ”och” har man här inte haft som avsikt att kumulera dessa kriterier till två förutsättningar som båda borde vara uppfyllda samtidigt.⁴¹⁹

416 Dir. 92/43/EEG artikel 1(k).

417 De biogeografiska regionerna utgörs av alpin region, atlantisk region, boreal region, kontinentalregion, makaronesisk region, Medelhavsregion och pannoniskregion. Se dir. 92/43/EEG artikel 1(c)(iii).

418 Dir. 92/43/EEG artikel 1(k).

419 Givetvis kan denna tolkning ifrågasättas. Det kan knappast förutsättas att endast i ett sådant fall där man hade använt uttrycket ”både...och”, så skulle man ha avsett en kumulativ betydelse.

Det existerar en ytterligare begränsning beträffande djurarter som är spridda över stora ytor vad gäller definitionen på områden av gemenskapsintresse. Vad som avses med stora ytor är visserligen inte definierat i habitatdirektivet och referenspunkten beträffande när en djurart kan anses vara spridd över en stor yta torde inte kunna avgöras på direkt juridiska grunder. Däremot kan en viss vägledning erhållas av faktumet att områdena av gemenskapsintresse, beträffande sådana djurarter, skall motsvara de platser inom dessa arters naturliga utbredningsområde som innehåller de fysiska eller biologiska faktorer som är avgörande för arternas liv och fortplantning.⁴²⁰ Med andra ord, om en djurarts hela naturliga utbredningsområde utgörs av sådana områden som innehåller de fysiska eller biologiska faktorer som är avgörande för artens liv och fortplantning, så skulle artens utbredning inte kunna anses vara utspridd över en stor yta och därmed skulle området av gemenskapsintresse inte kunna vara av mindre geografiskt omfång än artens naturliga utbredningsområde. Det är dock oklart huruvida en art skulle kunna anses vara spridd över en stor yta alltid när artens naturliga utbredningsområde skulle överstiga det område som innehåller de fysiska och biologiska faktorer som är avgörande för artens liv och fortplantning. Uppbyggnaden av föreskriften i habitatdirektivet skulle kunna anses tala emot en sådan tolkning.⁴²¹ Vad som i sin tur utgör faktorer som är avgörande för en arts liv och fortplantning är åter en fråga som inte kan besvaras på basis av, i snäv bemärkelse, rent juridisk kunskap.

Förfarandet att utse områden av gemenskapsintresse är reglerat i habitatdirektivet.⁴²² Enligt detta förfarande skall medlemsstaterna först på nationell nivå, under en så kallad första etapp upprätta en nationell lista över områden som

En kort glimt på övriga språkversioner ger dock en klarare bild. I den engelska språkversionen har man utnyttjat det språktekniskt något ifrågasättbara uttrycket "and/or", så även i t.ex. den franska ("et/ou"), den tyska ("und/oder") och den spanska ("y/o") språkversionen.

420 Dir. 92/43/EEG artikel 1(k).

421 Dir. 92/43/EEG artikel 1(k) stycke 2 låter i sin helhet: "Vad gäller djurarter som är spridda över stora ytor skall områdena av gemenskapsintresse motsvara de platser inom dessa arters naturliga utbredningsområde som innehåller de fysiska eller biologiska faktorer som är avgörande för arternas liv och fortplantning." Områden som innehåller faktorer som är avgörande för artens liv och fortplantning är en begränsande faktor endast beträffande djurarter som är spridda över stora ytor. Det är inte fråga om en direkt definition på vad som utgör en spridning över en stor yta. Ett naturligt utbredningsområde av en djurart som endast är marginellt större än de platser som innehåller de faktorer som är avgörande för artens liv och fortplantning skulle ännu inte kunna anses utgöra en spridning över en stor yta. Utspridningen måste därmed till sin areal överstiga de områden som innehåller de faktorer som är avgörande för en arts liv eller fortplantning med en viss storleksordning som åtminstone torde vara större än ringa. Var gränsen sedan skall dras är en fråga som eventuellt inte kan besvaras på det abstrakta planet. Denna tolkningssvårighet kunde påstås tala för en tolkning där gränsen för när en spridning anses vara stor skulle dras vid ett sådant naturligt utbredningsområde som överstiger de platser som innehåller de faktorer som är avgörande för en arts liv och fortplantning. Då är det dock skäl att hålla i minnet att pragmatiska grunder inte i sig kan dominera helt ohindrat i juridisk tolkning. Faktumet att en föreskrift kan vara svår att tillämpa i praktiken innebär inte automatiskt att föreskriften borde tolkas på ett sätt som skulle göra den lätt att tillämpa.

422 Om förfarandet och kriterierna stadgas särskilt i dir. 92/43/EEG bilaga III.

man föreslår att skall införlivas eller upptas i nätverket Natura 2000. I samband med upprättandet av den nationella listan skall medlemsstaterna utföra en bedömning på nationell nivå av ett områdes relativa betydelse, som fokuserar på områdets representativitet beträffande vissa nyckelelement och områdets skick och potential beträffande tillstånd, för varje livsmiljötyp i habitatdirektivets bilaga I⁴²³ och varje art i direktivets bilaga II.⁴²⁴ Denna bedömning omfattar även livsmiljötyper som riskerar att försvinna från medlemsstaternas europeiska territorium och för vilkas bevarande gemenskapen har ett särskilt ansvar med hänsyn till den andel av deras naturliga utbredningsområde som ligger inom medlemsstaternas europeiska territorium (s.k. prioriterade livsmiljötyper) och arter av gemenskapsintresse för vilkas bevarande gemenskapen har ett särskilt ansvar med hänsyn till den andel av deras naturliga utbredningsområde som ligger inom medlemsstaternas europeiska territorium (s.k. prioriterade arter). På basis av denna exercis skall medlemsstaterna rangordna de områden som en medlemsstat föreslår att skall utses till områden av gemenskapsintresse efter områdets relativa betydelse för bevarandet av varje livsmiljötyp eller art.⁴²⁵

Sådana områden som utsetts av en medlemsstat där det finns prioriterade livsmiljötyper eller prioriterade arter skall betraktas som områden av gemenskapsintresse.⁴²⁶ För var och en av de sju biogeografiska regionområdena av gemenskapsintresse upprättar kommissionen i samförstånd med varje medlemsstat ett utkast till en lista över områden av gemenskapsintresse där det finns en eller flera prioriterade livsmiljötyper eller prioriterade arter.⁴²⁷ Beträffande sådana områden av gemenskapsintresse sker ingen ytterligare värdering över deras bidrag till att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus. Beträffande övriga områden, dvs. sådana där det inte finns prioriterade livsmiljötyper eller prioriterade arter, skall hänsyn tas till andra faktorer för att avgöra om de bidrar till att upprätthålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus för en livsmiljö eller en art, eller till att göra nätverket Natura 2000 mera sammanhängande.⁴²⁸ Kriterier

423 Kriterier för en bedömning av ett områdes relativa betydelse för varje given livsmiljötyp enligt dir. 92/43/EEG bilaga III etapp 1 punkt A är livsmiljötypens representativitet inom området; andelen av området som är täckt av livsmiljötypen i förhållande till den totala ytan inom det nationella territoriet som är täckt av livsmiljötypen; graden av bevarande och möjligheten till att återställa den berörda livsmiljötypens struktur och funktioner; och en global bedömning av områdets betydelse för bevarandet av den berörda livsmiljötypen.

424 Kriterier för en bedömning av ett områdes relativa betydelse med avseende på varje art enligt dir. 92/43/EEG bilaga III etapp 1 punkt B är storleken och tätheten hos den population av arten som finns på området i förhållande till de populationer som finns inom det nationella territoriet; graden av bevarande och möjligheten till att återställa de habitat som är viktiga för den berörda arten; graden av isolering hos den population som finns på området i förhållande till artens naturliga utbredningsområde; och en global bedömning av områdets betydelse för bevarandet av den berörda arten.

425 Dir. 92/43/EEG bilaga III punkt C.

426 Dir. 92/43/EEG bilaga III etapp 2 punkt 1.

427 Dir. 92/43/EEG artikel 4(2).

428 Jämför med ordalydelsen i dir. 92/43/EEG artikel 1(k) där det förutsätts att ett område, för att det skall vara av gemenskapsintresse ”väsentligt bidrar till att bibehålla eller återställa en gynnsam

som man bör ta hänsyn till är främst sådana där den relativa betydelsen hos just ett ifrågavarande område beaktas för att avgöra huruvida området ifråga är relevant för att säkerställa att förhindra att toleranströskeln överstigs.⁴²⁹ När ett område av gemenskapsintresse har valts ut skall den berörda medlemsstaten så snart som möjligt och senast inom sex år utse området till ett särskilt bevarande-område.⁴³⁰

Avsikten med nätverket Natura 2000 är att fokusera på de mest relevanta skyddsobjekten, som kan försäkra att toleranströskeln inte överskrids. Nätverket Natura 2000 som ett rättsmedel är anknutet till toleranströskeln, dvs. bevarandet eller återställandet av en gynnsam bevarandestatus av livsmiljötyper och arter. Rättsmedlet är dock som sagt selektivt eftersom det tar fäste på vissa områden av gemenskapsintresse. Detta torde inte i sig hindra effektiviteten av rättsmedlet, åtminstone i teorin, eftersom målet, dvs. att toleranströskeln inte överstigs, eller med andra ord att den gynnsamma bevarandestatusen bibehålls eller återställs inbegripet att förhindra ett hot om att bevarandestatusen inte skulle bibehållas eller återställas, är fastställt. Så länge som denna fastställda toleranströskel överskrids, så existerar det områden som på ett väsentligt sätt bidrar till att en gynnsam bevarandestatus bibehålls eller återställs. Det är dock skäl att konstatera att det givetvis existerar en möjlighet att göra felbedömningar. Därmed, ifall det senare i praktiken visar sig att toleranströskeln fortsättningsvis överstigs, trots införlivandet av områden i nätverket Natura 2000, dvs. den gynnsamma bevarande-

bevarandestatus hos någon av livsmiljöerna i bilaga 1 eller någon av arterna i bilaga 2, och som också kan bidra väsentligt till att [...] nätet Natura 2000 blir sammanhängande, och som väsentligt bidrar till bibehållandet av den biologiska mångfalden inom den biogeografiska region eller de biogeografiska regioner som avses" [kursivering här] och motsvarande ordalydelse i dir. 92/43/EEG bilaga III etapp 2 punkt 2 där det förutsätts att området "bidrar till att upprätthålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos en livsmiljö i bilaga 1 eller en art i bilaga 2 eller till att göra Natura 2000 sammanhängande". [kursivering här] Kriterierna i bilaga III är med andra ord inte lika stränga. För det första, förutsätts inte något väsentligt bidrag. För det andra, saknas kravet på ett bidrag till att bibehålla den biologiska mångfalden. För det tredje, tycks bidraget, dock alltså inte något väsentligt sådant, beträffande kravet att göra nätverket Natura 2000 sammanhängande inte vara lindrat av ett motsvarande osäkerhetsmoment som i definitionen i direktivets artikel 1(k) ("kan bidra"). Alltför stor betydelse torde inte kunna fästas på dessa aningen avvikande formuleringar. Frågan är om inte avsikten endast varit att i dir. 92/43/EEG bilaga III i en något komprimerad form återge kriterierna för ett område av gemenskapsintresse. Dock kan det påpekas att man här eventuellt kan erhålla ytterligare stöd till att de faktorer som uppräknats i direktivets artikel 1(k) inte är kumulativa, utan alternativa, dvs. alla faktorer behöver inte uppfyllas för att ett område skall kunna anses vara av gemenskapsintresse.

429 Hänsyn skall enligt dir. 92/43/EEG bilaga III etapp II punkt 2 tas, för det första, till områdets relativa betydelse på nationell nivå, för det andra, till områdets geografiska läge i förhållande till flyttningssvågar för arter i bilaga II samt ett eventuellt faktum om att området ingår i ett sammanhängande ekosystem som ligger på båda sidorna av en eller flera av gemenskapens inre gränser, för det tredje, till områdets totala yta, för det fjärde, till antalet livsmiljötyper i bilaga I och arter i bilaga II som finns på området, samt, för det femte, till områdets totala ekologiska betydelse för de berörda biogeografiska regionerna eller för hela det område som avses i habitatdirektivets artikel 2, både vad gäller den karakteristiska eller unika aspekten hos elementen i området och det sätt hur elementen hänger samman.

430 Dir. 92/43/EEG artikel 4(4).

statusen har inte bibehållits eller återställts, så kan det vara svårt att reagera med hjälp av de förfaranden beträffande nätverket Natura 2000 som det föreskrivs om i habitatdirektivet.⁴³¹

*2.2.3.1 TOLERANSTRÖSKELNS ÖVERHÖGHET TROTS VALFRIHET
AV RÄTTSMEDEL INOM NÄTVERKET NATURA 2000*

Införlivandet av ett område i nätverket Natura 2000 innebär att ett rättsmedel utnyttjats för att upprätthålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus av en eller flera livsmiljöer eller en eller flera arter. Tanken är att områden som utses skall vara tillräckliga i ett geografiskt hänseende för att toleranströskeln inte skall överstigas. Hur man sedan i praktiken försäkrar att toleranströskeln inte överstigs beror på ytterligare och mera detaljerade rättsmedel. Införlivandet av ett område i nätverket Natura 2000 utgör det första steget, vars syfte är att möjliggöra att den gynnsamma bevarandestatusen överhuvudtaget kan bibehållas eller återställas. Att ett område utsetts till ett område av gemenskapsintresse och senare till ett särskilt bevarandeområde är en ytterligare kvalifikation som är av betydelse då särskilda rättsmedel, vars uppgift är att försäkra att toleranströskeln beträffande dylika områden inte överstigs, upprättas.

För de särskilda bevarandeområdena, dvs. när sådana blivit utsedda av en medlemsstat,⁴³² skall medlemsstaterna ytterligare vidta nödvändiga åtgärder för bevarande som motsvarar de ekologiska behoven hos de livsmiljötyper i bilaga I och de arter i bilaga II som finns i områdena.⁴³³ Med de ”ekologiska behoven” torde här syftas till alla de ekologiska faktorer som påverkar en livsmiljötyps eller en arts bevarandestatus, med den ytterligare kvalifikationen att behoven måste tillfredsställas så att bevarandestatusen bibehålls på eller återställs till en nivå som är gynnsam. Det är upp till en enskild medlemsstat att avgöra vilka dessa nödvändiga åtgärder är, men ingen valfrihet existerar beträffande skyldigheten att verkligen genomföra de åtgärder som är nödvändiga. Toleranströskeln är fastställd, men sättet att uppnå den, dvs. valet av rättsmedel, är valfritt. Endast om flera än ett alternativ står till buds för att bevara de ekologiska behoven hos livsmiljötyper och arter, dvs. att förhindra att toleranströskeln överstigs,

⁴³¹ I dir. 92/43/EEG artikel 17(2) föreskrivs om en sammanfattande rapport som utarbetas av kommissionen, där bl.a. en bedömning skall göras över hur nätverket Natura 2000 har bidragit till att den fastställda toleranströskeln inte överskrids, dvs. till att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos berörda livsmiljötyper och arter i deras naturliga utbredningsområde. Om några direkta eller explicita åtgärder som borde vidtas om bedömningen tyder på brister i nätverket i och med att toleranströskeln trots allt överstigits föreskrivs det inte.

⁴³² Dir. 92/43/EEG artikel 4(4).

⁴³³ Dir. 92/43/EEG artikel 6(1). Det är skäl att påpeka att det i artikeln inte föreskrivs att det endast skulle vara de livsmiljötyper eller arter som utgjort grunden till områdets införlivande i nätverket Natura 2000 beträffande vilka en medlemsstat är skyldig att vidta åtgärder för att bevara de ekologiska behoven. Alla livsmiljötyper i bilaga I eller arter i bilaga II som går att finna i det särskilda bevarandeområdet är föremål för bevarande.

kan ett val äga rum. Valfriheten begränsas därmed endast till medlen och sträcker sig inte till själva målet. Däremot förutsätts det inte att alla tillgängliga åtgärder som har en positiv betydelse för en livsmiljötyps eller en arts ekologiska behov skall vidtas.

I habitatdirektivets artikel 6(1) har man som möjliga åtgärder endast räknat upp utarbetandet av lämpliga skötsel- och förvaltningsplaner, antingen särskilt för bevarandeområdena eller integrerade i andra utvecklingsplaner, tillämpningen eller stiftandet av lämpliga lagar och andra författningar eller ingående av avtal. Det finns egentligen ingen orsak att tolka denna föreskrift som uttömmande. Detta innebär att en medlemsstat har ett relativt fritt val i att göra upp den meny av rättsmedel som står till förfogande. Beträffande den fastställda toleranströskeln har dock dessa rättsmedel eller hur deras inbördes förhållande konstruerats inte längre någon justerande funktion. Rättsmedlen, oberoende av vilka de är, är sammankopplade till den redan fastställda toleranströskeln som grundar sig på bibehållandet eller återställandet av den gynnsamma bevarandestatusen av en livsmiljö eller art.

2.2.3.2 INDIVIDSKYDD AV ARTER

I fågeldirektivets artikel 5 ställs ett krav på att medlemsstater skall vidta nödvändiga åtgärder för att införa ett generellt system för skydd av samtliga fågelarter som naturligt förekommer inom medlemsstaternas europeiska territorium på vilket EG-fördraget tillämpas. Medlemsstater kan själv till en viss grad avgöra hur skyddssystemet byggs upp men ett minimikrav är att systemet skall innehålla ett förbud om att avsiktligt döda eller fånga fåglar oavsett vilken metod som används.⁴³⁴ Till förmån för jakt av fåglar görs dock ett undantag beträffande vissa arter⁴³⁵ som med hänsyn till deras populationsnivå, geografiska spridning och reproduktion inom gemenskapen får jagas i enlighet med nationell lagstiftning. Medlemsstaterna skall säkerställa att jakten på dessa arter inte äventyrar ansträngningarna att bevara arterna i deras utbredningsområde.⁴³⁶ Eventuell jakt begränsas dock ytterligare av tidsmässiga fordringar om att särskilt se till att de arter på vilka jaktlagstiftning tillämpas inte jagas under uppfödningssäsongen eller under häckningens olika stadier. Beträffande flyttfåglar föreskrivs det särskilt att medlemsstaterna skall se till att de arter som berörs av jaktbestämmelser inte jagas under häckningen eller under återvändandet till häckningsplatserna.⁴³⁷ Vidare är vissa särskilda metoder eller arrangemang, som används för bl.a. stor-

434 Dir. 79/409/EEG artikel 5(a). Om vissa särskilda undantag till förbudet att döda stadgas i dir. 79/409/EEG artikel 9. Se även Gellermann "Artenschutz und Eingriffsregelung" 2004, s. 88–90.

435 En förteckning över dessa arter finns i dir. 79/409/EEG bilaga II. I bilagan görs vidare en skillnad mellan vissa arter som får jagas i det geografiska havs- och landområdet som omfattas av fågeldirektivet och sådana arter som endast får jagas i vissa medlemsstater, se dir. 79/409/EEG artikel 7(2) och 7(3).

436 Dir. 79/409/EEG artikel 7(1).

437 Dir. 79/409/EEG artikel 7(4).

skalig eller icke-selektiv fångst eller dödande, beträffande jakt, fångst och dödande av fåglar förbjudna.⁴³⁸

Enligt fågeldirektivet förbjuds även annan störning av fåglar, däribland att avsiktligt förstöra eller skada deras bon och ägg eller bortföra deras bon, samt att samla in fågelägg i naturen och behålla dessa, även om de är tomma.⁴³⁹ Särskilt under fåglars häcknings- och uppfödningstid är avsiktlig störning av fåglar förbjudet. Detta förbud kvalificeras dock av att det, för det första, skall vara fråga om avsiktlig störning. För det andra, skall störningen vara av sådan allvarlighetsgrad att den har betydelse för att uppnå syftet med fågeldirektivet.⁴⁴⁰ Ytterligare bör man förbjuda förvaring av sådana fågelarter som inte får jagas eller fångas.⁴⁴¹

Medlemsstaterna skall vidta nödvändiga åtgärder för att införa ett strikt skyddssystem i det naturliga utbredningsområdet, dvs. inte enbart inom upprättade särskilda bevarandeområden, för djurarter av gemenskapsintresse som enligt habitatdirektivet kräver strikt skydd.⁴⁴² På motsvarande sätt skall nödvändiga åtgärder vidtas för att införa ett strikt skyddssystem för växtarter av gemenskapsintresse som enligt habitatdirektivet kräver strikt skydd.⁴⁴³ Beträffande djurarter skall skyddssystemet omfatta ett förbud mot att avsiktligt fånga eller döda exemplar av dessa arter i naturen, oavsett hur detta görs. Vidare skall det vara förbjudet att avsiktligt störa dessa arter, särskilt under deras parnings-, uppfödning-, övervintrings- och flyttperioder. Störning som är en följd av oaksamhet behöver inte förbjudas. Dock torde den eventuella störningens oaksamma karaktär övergå till avsiktlighet, senast och åtminstone när den som

438 Dir. 79/409/EEG artikel 8. En icke uttömmande förteckning över förbjudna metoder återfinns i direktivets bilaga IV. Förbjudet är bl.a. jakt med sprängämnen, nät, fällor, beten som innehåller gift eller bedövningsmedel, halv- eller helautomatiska vapen med magasin som rymmer mer än två patroner eller jakt från flygplan.

439 Dir. 79/409/EEG artikel 5(b) och 5(c).

440 Dir. 79/409/EEG artikel 5(d). Syftet med fågeldirektivet torde i det stora hela utgöras av "att bibehålla populationen av de arter som avses i artikel 1 på en nivå som svarar särskilt mot ekologiska, vetenskapliga och kulturella behov, eller [...] att återupprätta populationen av dessa arter till denna nivå". Se dir. 79/409/EEG artikel 2.

441 Dir. 79/409/EEG artikel 5(e).

442 Dir. 92/43/EEG artikel 12(1). Enligt dir. 92/43/EEG artikel 1(g) är arter av gemenskapsintresse sådana arter som antingen är hotade, sårbara, sällsynta eller endemiska. Beträffande endemiska arter förutsätts ytterligare att de kräver särskild uppmärksamhet på grund av den speciella karaktären hos sin livsmiljö eller de möjliga följderna som exploatering av dem kan ha för deras livsmiljö eller för deras bevarandestatus. En förteckning över sådana djurarter finns i dir. 92/43/EEG bilaga IV a. Se även Gellermann "Artenschutz und Eingriffsregelung" 2004, s. 88–90 och Louis – Weihrich "Das Verhältnis der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung zu den speziellen Artenschutzregelungen der FFH- und der Vogelschutzrichtlinie" 2003, s. 386–387. Se även Ekroos "Forests and the Environment – Legislation and Policy of the EU" 2005, s. 51–52, som påpekar att skyddet av arter även är av en avsevärd betydelse för skyddet av livsmiljöer, såsom t.ex. olika typer av skogar.

443 Dir. 92/43/EEG artikel 13(1). Definitionen på en art av gemenskapsintresse ingår i dir. 92/43/EEG art. 1(g). En förteckning över sådana växtarter finns i dir. 92/43/EEG bilaga IV b. Se även Gellermann "Artenschutz und Eingriffsregelung" 2004, s. 88–90 och Louis – Weihrich "Das Verhältnis der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung zu den speziellen Artenschutzregelungen der FFH- und der Vogelschutzrichtlinie" 2003, s. 386–387.

stör blivit medveten om möjligheten att hans eller hennes handling eller verksamhet stör den ifrågavarande djurarten.⁴⁴⁴

Det bör även vara förbjudet att avsiktligt förstöra eller samla in ägg i naturen eller att skada eller förstöra djurartens parningsplatser eller rastplatser.⁴⁴⁵ Vad som avses med parningsplatser eller rastplatser är inte skilt för sig definierat i habitatdirektivet. Med ett habitat avses i habitatdirektivet som känt ”en miljö som kännetecknas av särskilda abiotiska och biotiska faktorer, och där en art lever under något av stadierna i sin biologiska cykel.”⁴⁴⁶ Det är i viss mån kontroversiellt huruvida det är skäl att börja utföra begreppsanalyser som skulle ha som avsikt att försöka definiera skillnaden, om man antog att en sådan existerade, mellan uttrycken parningsplats och rastplats, å ena sidan, och habitat, å andra sidan. Eventuellt kunde en möjlig lösning vara att man med parningsplatser och rastplatser skulle avse ett något mera avgränsat objekt än med ett habitat. Detta kunde även förklara att det är förbjudet att skada eller förstöra parningsplatser eller rastplatser oberoende om detta skett av oaksamhet eller avsiktligt, medan det endast är förbjudet att avsiktligt störa en art, vilket enligt mig även skulle innefatta skadande eller förstöring av artens habitat. I detta sammanhang är det dock skäl att uppmärksamma att en plats självklart i praktiken kan vara både ett habitat och en parnings- eller rastplats. Det kan visa sig vara ytterst svårt att skilja åt de olika begreppen i praktiken. Begreppet rastplats talar på sitt sätt för en tolkning av mer eller mindre synonymt innehåll, eftersom en art vanligtvis kunde påstås rasta, åtminstone under en kortare tid, där arten lever. Beträffande växtarter skall skyddssystemet omfatta ett förbud mot att avsiktligt plocka, samla in, skära av, dra upp med rötterna eller förstöra dessa växter i deras naturliga utbredningsområde i naturen.⁴⁴⁷ Vissa undantag tillåts vad gäller ovan nämnda, och även vissa andra, begränsningar, men den gynnsamma bevarandestatusen får inte äventyras.⁴⁴⁸

I 49 § 1 mom. NVL föreskrivs att det är förbjudet att förstöra och försämra platser där individer av djurarter av gemenskapsintresse förökar sig och rastar,⁴⁴⁹

444 Dir. 92/43/EEG artikel 12(1)(a) och 12(1)(b).

445 Dir. 92/43/EEG artikel 12(1)(c) och 12(1)(d).

446 Dir. 92/43/EEG artikel 1(f).

447 Dir. 92/43/EEG artikel 13(1)(a).

448 Dir. 92/43/EEG artikel 16.

449 I dess ursprungliga form föreskrevs det i 49 § 1 mom. NVL endast om ett förbud att förstöra och försämra ”klart identifierbara” platser där individer av djurarter av gemenskapsintresse förökar sig och rastar. I litteraturen påpekades att denna kvalifikation om att endast klart identifierbara platser omfattades av förbudet var den enda vettiga lösningen eftersom förbudet i 49 § 1 mom. är i kraft direkt på basis av lagstiftning, utan någon involvering av en myndighet. Se Tolvanen *Maankäytön luonnonsuojelullinen sääntely* 1998, s. 202–203. I RP 79/1996, s. 41, påstods att den nationella föreskriftens formulering grundats på en tolkningsanvisning som Europeiska gemenskapens kommission givit. Detta var antagligen ett mindre missförstånd eftersom den gällande formuleringen, där uttrycket ”klart identifierbara” slopats, i det stora hela antogs på grund av påtryckning från kommissionen som ansåg att formuleringen i den ursprungliga lagtexten inte uppfyllde habitatdirektivets krav. Se RP 76/2003, s. 5–6 och HFD 2003:38. Se även Tolvanen ”LSL 49.1 §:n soveltamisesta” 1999, s. 74–76, beträffande tolkningen av den äldre ordalydelsen i NVL 49.1 §.

vilket inte kan tolkas avse alla platser där en djurart förekommer.⁴⁵⁰ I föreskriften förutsätts varken någon uppsåtlighet eller någon skild myndighetsintervention för att förbudet att förstöra och försämra föröknings- och rastplatser för djurarter av gemenskapsintresse skall så att säga aktiveras. Förbudet är i kraft direkt med stöd av lag. Beträffande arter som enligt NVL kräver särskilt skydd⁴⁵¹ föreskrivs det på så gott som motsvarande sätt i 47 § 2 mom. NVL att det är förbjudet att förstöra eller försämra förekomstplatser som är viktiga för att en art som kräver särskilt skydd skall kunna fortleva. Kvalifikationen om att förekomstplatsen skall vara viktig för artens fortlevnad begränsar omfånget av de förekomstplatser som omfattas av förbudet i 47 § 2 mom. NVL. Att avgöra när förekomstplatsen är viktig för en arts fortlevnad kan naturligtvis i praktiken endast göras på basis av omständigheterna i det enskilda fallet. Då skall avgörandet i första hand baseras på den enskilda förekomstplatsens betydelse för artens hela bestånd och bibehållandet eller återställandet av en gynnsam bevarandestatus hos arten.⁴⁵² Eftersom det kunde vara omöjligt för en enskild individ att avgöra när en förekomstplats är viktig för en arts fortlevnad har det påpekats att det är förnuftigt att förbudet enligt 47 § 2 mom. NVL träder i kraft först efter ett myndighetsbeslut (NVL 47.3 §).⁴⁵³

Vad som avses med en förekomstplats är i sig inte definierat men begreppet torde tolkas så gott som synonymt med vad som avses med platser där en individ av en djurart förökar sig och rastar, vilket används i 49 § 1 mom. NVL.⁴⁵⁴ Åtminstone torde man inte med en förekomstplats kunna avse ett mera begränsat område än vad som avses med uttrycket platser där en individ av en art förökar sig och rastar. Kanske snarare tvärtom, om ett annat betydelseinnehåll ges åt uttrycket förekomstplats, så borde det vara mera omfattande till sitt geografiska omfång. Detta följer av faktumet att en art även kan förekomma utanför de platser där den förökar sig och rastar. En eventuellt mera omfattande tolkning av uttrycket förekomstplats kunde även motiveras av faktumet att förbudet enligt 47 § 2 mom. NVL enligt lagens 47 § 3 mom. träder i kraft först när den regionala miljöcentralen fattat beslut om gränserna för den plats där en art som kräver särskilt skydd förekommer och delgivit områdets ägare och innehavare om beslutet. Därmed kommer den mera omfattande tolkningen enbart att påverka myndighetens befogenhet att avgränsa området där arten förekommer. Tolkningens omfattning

450 Se HFD 2003:99.

451 Genom förordning kan en sådan hotad art som uppenbart hotas av utrotning klassificeras som en art som åtnjuter särskilt skydd (NVL 47.1 §).

452 Se Tolvanen *Maankäytön luonnonsuojellinen sääntely* 1998, s. 200–201.

453 Se Similä *Luonnonsuojelulaki* 1997, s. 159. Beträffande arter av gemenskapsintresse existerar inte motsvarande buffert i form av ett myndighetsförfarande där platsen där arten förökar sig eller rastar skulle ha avgränsats, utan förbudet att förstöra och försämra förekomstplatser av dessa platser gäller omedelbart på basis av NVL 49.1 §. Om det råder ovisshet kunde man vända sig till den kompetenta myndigheten, dvs. i detta fall till den regionala miljöcentralen, för att erhålla dess åsikt om situationen. Se Similä *Luonnonsuojelulaki* 1997, s. 164. Vilken betydelse en sådan åsikt skulle ha är dock inte helt klart.

454 Se Tolvanen *Maankäytön luonnonsuojellinen sääntely* 1998, s. 200.

torde dock ha sina gränser. Det skulle vara svårt att föreställa sig att man med en arts förekomstplats skulle avse samma som avses med artens naturliga utbredningsområde. Detta skulle i praktiken ge myndigheter en carte blanche beträffande avgränsningen av området. Det är skäl att påpeka att tolkningen beträffande innebörden av begreppet förekomstplats enligt mig inte i praktiken kan skilja sig radikalt från vad som avses med en plats där en enskild individ av en djurart förökar sig och rastar.

Beträffande sådana arter som inte kräver särskilt skydd men som ändå är fridlysta⁴⁵⁵ stadgas om någotsånär motsvarande förbud som är fallet med arter som kräver särskilt skydd. Enligt 39 § 1 mom. NVL är det förbjudet att avsiktligt döda eller fånga en individ av en fridlyst djurart. Vidare är det förbjudet att ta bon samt ägg och individer av en fridlyst djurart i andra utvecklingsstadier, att flytta dem eller att avsiktligt skada dem på något annat sätt. Slutligen är det förbjudet att avsiktligt störa en individ av en fridlyst djurart, i synnerhet under förökningstiden, på viktiga rastplatser under flyttningen eller på platser som annars är viktiga under artens livscykel. I 39 § 2 mom. NVL föreskrivs vidare att ett botråd för en fridlyst fågel som är på behörigt sätt utmärkt och ett botråd där en stor rovfågel häckar och där boet är i regelbunden användning och klart synligt, trots att rovfågeln botråd inte skulle vara utmärkt, är fridlysta. Beträffande vilda växtarter föreskrivs det i 42 § 2 mom. NVL att det är förbjudet att plocka, samla eller klippa av en fridlyst växt⁴⁵⁶ eller en del av den, att ta den med roten eller att förstöra den. Detsamma gäller i tillämpliga delar fridlysta växters frön.

Beträffande både växt- och djurarter av gemenskapsintresse som enligt habitatdirektivet kräver strikt skydd skall medlemsstater förbjuda förvaring, transport, försäljning och byte samt utbudande till försäljning eller byte av exemplar som insamlats i naturen, med undantag av sådana som samlats på lagligt sätt före genomförandet av habitatdirektivet, dvs. 22.7.1994.⁴⁵⁷ På motsvarande sätt skall medlemsstaterna förbjuda försäljning, transport för försäljning, förvaring för försäljning och salubjudande av levande eller döda fåglar och av lätt igenkännbara delar eller derivat av sådana fåglar.⁴⁵⁸

455 Enligt NVL 38.1 § är alla vilt levande arter av däggdjur och fåglar som förekommer naturligt i Finland och i Finlands ekonomiska zon fridlysta. Övriga arter kan fridlysas enligt NVL 38.2 §. Arter som är uppräknade i jaktlagen 5 § är dock inte fridlysta enligt NVL. Observeras bör att den enda förutsättningen beträffande däggdjur och fåglar är att de förekommer naturligt i Finland eller i Finlands ekonomiska zon. Det förutsätts däremot inte att arten skulle t.ex. föröka sig i Finland eller i Finlands ekonomiska zon. Se Similä *Luonnonhuojelulaki* 1997, s. 148–149.

456 Enligt NVL 42.1 § kan en vild växtart fridlysas genom förordning antingen i hela landet eller i en del av landet om existensen av arten blir hotad eller om fridlysning av någon annan anledning anses behövas.

457 Dir. 92/43/EEG artikel 12(2) och 13(1)(b) samt artikel 23(1).

458 Dir. 79/409/EEG artikel 6(1). Beträffande försäljningsförbudet föreskrivs det om ett undantag i fågeldirektivets artikel 6(2) med avseende på de fågelarter som anges i fågeldirektivets bilaga III del 1, under förutsättning att fåglarna på ett lagligt sätt har dödats eller fångats eller på annat lagligt sätt förvärvats. Vidare får en medlemsstat enligt fågeldirektivets artikel 6(3) när det gäller de arter som anges i direktivets bilaga III del 2 inom sitt territorium tillåta försäljning, transport för försäljning, förvaring för försäljning och salubjudande av levande eller döda fåglar

2.2.3.3 OM VISSA TYPSSPECIFIKA SÄRSKILDA FÖRHÅLLANDEN

Särskilda naturvärden kan på ett allmännare plan påverka bedömningen av ortskänsligheten inom ett område. Då är det givetvis intressant att begrunda i vilket omfång denna särskilda känslighet som består av de egenartade naturvärdena beaktas. Det är skäl att uppmärksamma att den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet förutsätter att frågan om en omständighets excessiva natur avgörs på basis av huruvida en inverkan eller effekt i miljön överstiger en på basis av en ortskänslighetsbedömning fastställd toleranströskel. En viss miljö s särskilda känslighet kan innebära att denna känslighet beaktas då man avgör huruvida en inverkan eller effekt i denna miljö överstigit toleranströskeln. Så länge som en inverkan eller effekt beträffande den aktuella miljön där en särskild känslighet råder inte överstiger toleranströskeln, så har den normativa miljö kvaliteten inte kränkts. Bedömningen kan även innefatta försiktighetsaspekter, dvs. relevanta indicium som den inrättande normen hänvisat till, som närmast i praktiken innebär att den rättsliga behandlingen i korthet äger rum även på basis av den inverkan eller effekt i miljön som kunde inträffa. Men det känns ändå relativt klart att ortskänslighetsbedömningen beträffande eventuella särskilda naturvärden begränsas till de livsmiljöer där ett särskilt naturvärde faktiskt framkommer. Huruvida normativ miljö kvalitet kränkts, må det vara något som redan skett eller något som kunde ske, görs på basis av den inverkan eller effekt som äger rum eller kunde äga rum beträffande de särskilda naturvärdena inom de områden där dessa förekommer.

I nationell lagstiftning ingår skilda föreskrifter om så kallade livsmiljöer där ett särskilt naturvärde anses existera, vilket i sin tur har betydelse beträffande fastställandet av toleranströskeln. Åtgärder som äventyrar att flador och glon på högst tio hektar, eller gölar och sjöar på högst en hektar⁴⁵⁹ bevaras i naturtillstånd är förbjudna trots att sådana åtgärder inte skulle åstadkomma vissa föreskrivna oönskade konsekvenser (VL 1:15a.1 (264/1961)).⁴⁶⁰ I rättspraxis har det dock påpekats att skydd av ifrågavarande mindre vattendrag och de särskilda naturvärdena däri är begränsat till själva vattendraget trots att detta mindre vattendrag skulle utgöra

och av lätt igenkännbara delar eller derivat av sådana fåglar. Förutsättningen för att avsteg från försäljningsförbudet kan göras är att fåglarna på ett lagligt sätt har dödats eller fångats eller på annat lagligt sätt förvärvats. En medlemsstat kan ytterligare fastställa vissa begränsningar för de nyss nämnda verksamheterna. En ytterligare förutsättning för avsteg från försäljningsförbudet är att saluförandet av exemplar av de ovan nämnda fåglarna inte resulterar i eller sannolikt kunde resultera i att populationsnivåerna, den geografiska spridningen eller reproduktionen hos dessa arter hotas inom gemenskapen.

459 Föreskriften i VL 1:15a.1 (264/1961) gäller inte flador, glon, gölar eller sjöar i Lapplands län.

460 Oönskade konsekvenser enligt VL 1:15.1, som det hänvisas till i detta fall, uppstår ifall man kan orsaka en förändring som ”1) åstadkommer skada eller men på annans vattenområde, fiske, mark, byggnad eller egendom av annat slag, 2) medför fara för översvämning, allmän vattenbrist eller skadlig förändring av vattennaturen och dess funktion, 3) betydligt minskar naturskönheten, trivseln i omgivningen, kulturvärdena eller vattendragets användbarhet för vattenförsörjning eller dess lämplighet för rekreatiönsändamål, 4) försämrar vattendragets reningsförmåga, ändrar kungsådran eller försvårar användningen av allmän far- eller flottled, 5) medför fara för hälsan, eller som 6) på annat därmed jämförligt sätt kränker allmänt intresse”.

en beståndsdel i en större naturvetenskaplig eller vattenekonomisk helhet. Skyddet av de särskilda naturvärdena i ett mindre vattendrag, dvs. denna begränsade livsmiljö, kan inte utsträckas till den omgivande miljön eller de naturvärden som går att finna utanför det område som påverkar och påverkas av själva livsmiljön, dvs. det mindre vattendraget.⁴⁶¹ Detta resonemang är i samklang med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet eftersom det förutsätts att de särskilda naturvärdena beaktas i ortskänslighetsbedömningen inom den ort där en eventuell inverkan eller effekt kunde påverka dessa särskilda naturvärden.

Beträffande skogar har man i SkogsL 10.1 § (1093/1996) föreskrivit om en skyldighet att sköta och använda skogar så att de allmänna förutsättningarna för bevarande av livsmiljöer som är utmärkande för skogarnas biologiska mångfald tryggas. Ifall vissa särskilda livsmiljöer⁴⁶² som räknats upp i SkogsL 10.2 § befinner sig i naturtillstånd, eller ett tillstånd som påminner om detta, så skall de skötas och användas så att livsmiljöernas särdrag bevaras. En tilläggsförutsättning för att skyldigheten att bevara livsmiljöns särdrag skall bli aktuell är att livsmiljön tydligt skall avvika från omgivningen (SkogsL 10.3 §).⁴⁶³ Beträffande funktionen av toleranströskeln, som alltså i detta sammanhang fastställts så att dylika särdrag hos en livsmiljö som klart avviker från omgivningen bör bevaras, är det skäl att uppmärksamma en intressant säkerhetsventil beträffande de ekonomiska implikationerna av bevarandet. Ifall den ekonomiska förlusten för markägaren eller en motsvarande part är större än ringa till följd av bevarandet av livsmiljön, så kan denna part erhålla undantagstillstånd från skyldigheten att bevara. Undantaget kan endast sträcka sig till att försäkra att den ifrågavarande parten inte lider större ekonomisk förlust än ringa (SkogsL 11 §). Det är med andra ord fråga om en viss efterhandskontroll eller säkerhetsventil där olika från fall till fall varierande aspekter,⁴⁶⁴

461 Se HFD 2006:7. Det är dock eventuellt skäl att fästa uppmärksamhet vid att det i fallet var fråga om två mindre vattendrag på under en halv hektar var. HFD påpekade att skyddet av de särskilda naturvärdena inom dessa livsmiljöer inte kunde omfatta den myr på nästan 300 hektar, där de mindre vattendragen var belägna, i sin helhet. Ett ytterligare problem, som HFD lade märke till, var att man skulle usurpera den befogenhet och det förfarande som förutsätts enligt NVL (1096/1996) ifall det tilläts att hela myren skulle skyddas på basis av de särskilda naturvärdena inom dessa två mindre vattendrag. Se särskilt HFD 2006:7, stycke 6.

462 Enligt SkogsL 10.2 § (1093/1996) är särskilt viktiga livsmiljöer ”1) omedelbara närmiljöer för källor, bäckar och sådana rännilar som bildar bäddar för fortgående rinnande vatten samt omedelbara närmiljöer för små tjärnar, 2) ört- och gräskärr, ormbunskärr samt lundkärr och sådana brunmossar som är belägna söder om Lapplands län, 3) bördiga mindre landområden, 4) små skogsholmar med fastmarksskog på odikade torvmarker, 5) klyftor och raviner, 6) stup och skogsbestånd vid stupens nedre del, samt 7) sandfält, berg i dagen, stenbunden mark, blockfält, trädfattiga torvmarker och svämängar som i virkesproduktionshänseende avkastar mindre än lavmoar.”

463 Se även t.ex. Pappila ”Avainbiotooppien suojeluun liittyviä kysymyksiä” 1999, s. 36–51.

464 Visserligen är det skäl att konstatera att ortskänslighetsbedömningen i princip alltid kan påstås påverka toleranströskeln läge från fall till fall. Här avses dock sådana aspekter som på sitt sätt tillåts påverka toleranströskeln läge som inte direkt har att göra med en inverkan eller effekt i miljön, utan snarare med den följd eller konsekvens som den fastställda toleranströskeln i det enskilda fallet har för någon eller några, dvs. i detta fall de ekonomiska konsekvenser som en fastställd toleranströskel har för markägare eller andra motsvarande parter.

i detta fall även ekonomiska, påverkar, eller kanske rättare sagt, justerar det rättsliga läget.⁴⁶⁵

Enligt NVL 29.1 § (1096/1996) får vissa livsmiljöer,⁴⁶⁶ som befinner sig i naturtillstånd eller i ett därmed jämförbart tillstånd,⁴⁶⁷ inte ändras, så att man skulle äventyra livsmiljöns karakteristiska drag. För att ändringsförbudet skall träda i kraft krävs ett myndighetsbeslut (NVL 30.1 §).⁴⁶⁸ Även beträffande förbudet att ändra på livsmiljön i kontexten av NVL kan undantag beviljas ifall ett projekt eller en plan av ytterst viktigt allmänt intresse äventyras av förändringsförbudet (NVL 31 §). Det intressanta är givetvis ordvalet beträffande möjligheten att bevilja undantagstillstånd, enligt vilket man *kan* men i princip inte är tvungen att bevilja ett undantagstillstånd oberoende av hur viktigt det allmänna intresset än vore.⁴⁶⁹ Detta till trots ingår det en viss dynamik i tillämpningen, där alltså slutresultatet på sitt sätt influeras av aspekter som inte direkt kan påstås ha att göra med den relevanta inverkan eller effekten i miljön som är föremål för ortskänslighetsbedömningen.

2.3 UTKRISTALLISERING AV TOLERANSTRÖSKELN INOM NATURA 2000

2.3.1 DEN ÅTERKOMMANDE FRÅGAN OM SKYDDETS OMFÅNG

I habitatdirektivet (92/43/EEG) förutsätts att slutsatserna av den konsekvensbedömning som skall utföras enligt direktivet skall beaktas av den nationella myndigheten då ett eventuellt godkännande av en plan eller ett projekt begrundas. Rättsverkan av en konsekvensbedömning är att en nationell myndighet får

465 Denna typ av fenomen inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet kommer att behandlas närmare i del II kapitel 7.

466 I NVL 29 § används visserligen begreppet naturtyp och dessa utgörs av "1) naturliga dungar som till betydande del består av ädla lövträd, 2) hassellundar, 3) klibbalskärr, 4) sandstränder i naturtillstånd, 5) ängar vid havsstranden, 6) trädlösa eller av naturen trädfattiga sanddyner, 7) enbevuxen ängsmark, 8) lövängar, samt 9) stora enstaka träd och trädgrupper som dominerar ett öppet landskap."

467 Kriteriet beträffande naturtillstånd är så tillvida intressant att man tycks godta att ett "naturtillstånd" som åstadkommits genom mänsklig verksamhet, åtminstone till en viss grad, även kan existera. Se RP 79/1996, s. 35, där man konstaterar att det med ett naturtillstånd jämförbart tillstånd "avses sådana områden, t.ex. enbevuxen ängsmark och lövängar, som människan redan har förändrat t.ex. genom betesgång eller slätter, men som ofta just till följd därav erbjuder en utomordentlig livsmiljö för vissa växt- eller djurarter." Se även HFD 2001:47, där man begrundat frågan när människans påverkan blir av en sådan intensitet att man inte längre kan anse att ett ens med naturtillstånd jämförbart tillstånd skulle vara vid handen.

468 Se dock HFD 2004:45 där det konstateras att man bör beakta naturtypens naturvärden i samband med en tillståndsprövningsprocess (åtminstone enligt VL) trots att inget myndighetsbeslut fattats.

469 Se Similä *Luonnonsuojelulaki* 1997, s. 118–119, som påpekar att det trots allt inte är fråga om någon ren ändamålsenlighetsprövning, men han tycks inte ta någon explicit ställning till ordalydelsen i detta hänseende. Se även Tolvanen *Maankäytön luonnonsuojellinen sääntely* 1998, s. 191–192.

godkänna planen eller projektet endast om myndigheten kan försäkra sig om att området i fråga inte kommer att skadas. Vidare förutsätts det att, ifall det är lämpligt, allmänhetens åsikt hörs före ett eventuellt godkännande av planen eller projektet äger rum.⁴⁷⁰ I direktivet syftas till de behöriga nationella myndigheterna, utan att uttryckligen specificera ifall här avses någon ytterligare skyldighet för en medlemsstat att upprätta ett särskilt myndighetsförfarande för konsekvensbedömningar i samband med Natura 2000 områden. Någon särskild myndighetsstruktur kan inte anses vara förutsatt eftersom en sådan tolkning inte kunde anses vara i enlighet med habitatdirektivet. Vad som nämligen förutsätts är att de behöriga myndigheterna, däremot inte den behöriga myndigheten, skall godkänna planen eller projektet först efter att man försäkrat sig om att en förbjuden följd inte kommer att äga rum. Det är upp till en medlemsstat att organisera ett erforderligt myndighetsförfarande så att de behöriga myndigheterna, vilka de än må vara, har de befogenheter som behövs.

Vad som dock tycks förutsättas av habitatdirektivet är att någon form av förfarande finns tillgänglig för att evaluera konsekvensbedömningar och för att godkänna eller alternativt avslå planer eller projekt. Frågan är om ett sådant förfarande bör finnas på plats alltid då skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning aktualiseras enligt habitatdirektivets artikel 6(3). Eller, förutsätts det endast att man under redan befintliga myndighetsförfaranden bör ta i betraktande den ifrågavarande konsekvensbedömningen, dvs. utan en skyldighet att utvidga eller komplettera befintliga myndighetsförfaranden så att dessa skulle omfatta alla de fall där en skyldighet att utföra en konsekvensbedömning enligt habitatdirektivet blir aktuell? Med andra ord, och lite förenklat, är den aktuella frågan huruvida habitatdirektivet förutsätter att ett "Natura 2000"-förfarande om godkännande av planer eller projekt upprättas i en medlemsstat om den befintliga myndighetsstrukturen, inklusive förfaranden inom den, inte täcker alla sådana planer eller projekt där en konsekvensbedömning förutsätts enligt habitatdirektivet, vilket därmed skulle omöjliggöra att en myndighet kunde godkänna sådana planer eller projekt för vilkas del en konsekvensbedömning utförts eller borde ha utförts.

Det är skäl att utgå ifrån den i habitatdirektivet föreskrivna grundläggande skyldigheten enligt vilken det förutsätts att de behöriga nationella myndigheterna skall godkänna en plan eller ett projekt först efter att myndigheten ifråga försäkrat sig om att området inte kommer att skadas.⁴⁷¹ Mycket beror på hur begreppet behörig myndighet tolkas. Syftas här endast till eventuella behöriga myndigheter i allmänhet, som under något annat förfarande blivit behöriga att behandla en aktuell plan eller ett aktuellt projekt och som inom detta andra förfarande även är skyldiga att ta i betraktande konsekvensbedömningen som utförts, eller, åtminstone i sista hand, förutsätta att en sådan utförs, med konsekvensen att

470 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3).

471 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3). Det aningen problematiska uttrycket "skada" som används i den svenska språkversionen och dess innebörd behandlas närmare nedan i detta kapitel.

planen eller projektet inte godkänns om Natura 2000 området skulle skadas? Denna tolkning tycks ligga som grund för de nationella föreskrifterna i NVL (1096/1996) eftersom man i 65 § 2 mom. föreskriver att den myndighet som beviljar tillståndet eller godkänner planen skall se till att den ifrågavarande konsekvensbedömningen gjorts.⁴⁷² Med uttrycket ”den myndighet som beviljar tillståndet” kan man i praktiken endast syfta till en myndighet som enligt lagstiftning har kompetens att bevilja ett visst särskilt tillstånd, som även det grundas på lagstiftning.⁴⁷³ Visserligen syftas till vilket tillstånd som helst, men så länge som något separat Natura 2000-tillstånd inte existerar i den nationella lagstiftningen kan hänvisningen endast vara till övriga, på så sätt i förhållande till Natura 2000, utomstående tillståndsförfaranden. Vidare föreskrivs det i 66 § 1 mom. NVL att en myndighet inte får bevilja tillstånd att genomföra ett projekt eller godkänna eller fastställa en plan, om konsekvensbedömningen visar att projektet eller planen betydligt försämrar de naturvärden för vilkas skydd området införlivats eller avses bli införlivat i nätverket Natura 2000. Återigen kan man enligt mig inte syfta till något nytt Natura 2000-tillstånd, utan endast till andra befintliga tillståndsförfaranden.

Ifall det är fråga om en plan eller ett projekt där ett tillståndsförfarande inte blir aktuellt men där anmälningsskyldighet råder skall, enligt 65 § 3 mom. NVL, myndigheten som, på grundval av en anmälningsskyldighet varom bestämts i lag eller förordning, fått anmälan om ett projekt eller en plan som leder till en förbjuden konsekvens⁴⁷⁴ inom ramen för sina befogenheter vidta åtgärder för att avbryta genomförandet av projektet eller planen tills en konsekvensbedömning har gjorts och behövliga utlåtanden inhämtats. Om det i lagstiftning varken föreskrivits om ett tillståndsförfarande, en anmälningsskyldighet eller annan mekanism för att involvera en myndighet, saknas ett kontrollförfarande för att säkerställa att konsekvensbedömningen utförts, för att inte tala om en kontroll över slutresultaten av bedömningen och kravet på att inte godkänna en plan eller ett projekt om förbjudna skadliga följder skulle inträffa.⁴⁷⁵ I den nationella lagstiftningen existerar det ingen allmän Natura 2000-anmälningsskyldighet över planer eller projekt som kunde ha förbjudna konsekvenser inom ett Natura 2000

472 Vidare föreskrivs att myndigheten därefter skall begära utlåtande om konsekvensbedömningen av den regionala miljöcentralen och av den som förvaltar naturskyddsområdet. Om miljöcentralen själv genomför projektet, ges utlåtandet i stället av miljöministeriet. Utlåtande skall ges utan dröjsmål och senast inom sex månader.

473 Så även Kuusiniemi ”Perusoikeudet ja biodiversiteetin suojele” 1998, s. 63–64 och 102–104.

474 Enligt 65 § 1 mom. NVL utgörs sådana konsekvenser som bekant av planer eller projekt som sannolikt betydligt försämrar de naturvärden i ett område som statsrådet föreslagit för nätverket Natura 2000 eller som redan införlivats i nätverket, för vars skydd området har införlivats eller avses bli införlivat i nätverket Natura 2000, beträffande planer och projekt innanför området ifråga, och planer och projekt som sannolikt har betydande skadliga verkningar som når området, beträffande planer eller projekt utanför området ifråga.

475 Detta har även påpekats i Tolvanen *Maankäytön luonnonsuojelullinen sääntely* 1998, s. 177–178, Kallio *Suotuisa suojelutaso luonnonsuojeluvoikeudessa* 2001, s. 190–191 och Kuusiniemi ”Hållbar utveckling, biologisk mångfald och kontraproduktivitet” 2001, s. 373.

område, som sedan en myndighet kunde reagera på och avgöra huruvida en konsekvensbedömning borde utföras och på basis av slutresultatet av denna huruvida planen eller projektet kunde godkännas. Frågan är om inte ett sådant förfarande, eller ett förfarande som skulle garantera motsvarande minimistandard är förutsatt av habitatdirektivet.

För att kunna svara på den ställda frågan är det skäl att i första hand hålla i minnet att det i habitatdirektivet endast görs ett undantag beträffande vilka planer eller projekt som skall bedömas med avseende på deras konsekvenser. Planer eller projekt som direkt hänger samman med eller är nödvändiga för skötseln och förvaltningen av ett Natura 2000 område behöver inte bedömas beträffande deras konsekvenser. Alla övriga planer eller projekt bör, i princip utan undantag, bedömas ifall dessa enskilt eller tillsammans med andra planer eller projekt kan påverka området på ett betydande sätt. Denna bedömning i sin tur ligger som grund för ett eventuellt godkännande av planen eller projektet.⁴⁷⁶ I habitatdirektivet föreskrivs däremot inte om något särskilt tillstånd för dylika planer eller projekt. Det föreskrivs endast om godkännande av planen eller projektet.⁴⁷⁷ Den specifika frågan är om föreskriften även innefattar att ett godkännande alltid skulle förutsättas för att en plan eller ett projekt kunde genomföras. Enligt en snäv tolkning kunde man nämligen argumentera att godkännandet endast hänvisar till befintliga myndigheter och befintliga förfaranden.⁴⁷⁸ En mera utvidgad tolkning skulle däremot förutsätta att en medlemsstat även faktiskt skall tillföra befogenheter åt en viss myndighet eller myndigheter, dvs. de behöriga nationella myndigheterna enligt språkbruket i habitatdirektivet, i form av en uppgift att begrunda godkännandet av alla planer och projekt som kan påverka området på ett betydande sätt, dvs. planer och projekt för vilkas del en skyldighet att utföra en konsekvensbedömning existerar.⁴⁷⁹ Detta skulle som en minimi-

476 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3).

477 De olika språkversionerna är relativt eniga i detta hänseende. Jämför t.ex. engelskans "agree to", tyskans "zustimmen" eller franskans "marquer accord".

478 Detta tycks även förespråkas i ett dokument som gäller riktlinjer beträffande hur man skall tolka vissa nyckelbegrepp i artikel 6 i habitatdirektivet (92/43/EEG). Dokumentet har utarbetats av Generaldirektoratet för miljö vid Europeiska kommissionen och utgör inte Europeiska kommissionens åsikt för att inte tala om att dokumentet ens skulle vara rättsligt bindande. I dokumentet nämns att "[b]ehöriga nationella myndigheter är de som kan godkänna eller tillstyrka en plan eller ett projekt" [kursivering här] och att det är fråga om myndigheter "som deltar i beslutsfattandet beträffande planer eller projekt." Se Europeiska kommissionen *Skötsel och förvaltning av Natura 2000-områden — Artikel 6 i art- och habitatdirektivet 92/43/EEG 2000*, s. 38. Det är dock skäl att konstatera att frågan endast begrundats mycket ytligt och slutsatsen om att man endast skulle avse befintliga myndighetsförfaranden kunde med fog påstås vara förhastad, särskilt då ingen ställning uttryckligen tagits till frågan. Av denna åsikt är även bl.a. Nordberg "Ajankohtaisia luontodirektiivin 6 artiklan tulkintakysymyksiä" 2001, s. 89 och Kallio "Terve, ja kiitos simpukoista" 2006, s. 15.

479 Detta tycks förutsättas i mål C-127/02 *Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels mot Staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij*, domskälen, punkt 34, eftersom det hänvisas till ett särskilt förfarande som upprättats enligt dir. 92/43/EEG artikel 6(3).

förutsättning innebära någon form av anmälningsskyldighet beträffande åtgärder som kunde påverka ett Natura 2000 område på ett betydande sätt. För att åstadkomma ett sådant förfarande skulle det förutsättas lagstiftningsåtgärder i Finland.⁴⁸⁰

Den uppenbara invändningen mot den ovan skildrade utvidgade tolkningen torde självfallet vara att den riskerar att göra habitatdirektivets artikel 6(2), dvs. försämringsförbudet, onödig i praktiken. Varför skulle habitatdirektivet innehålla en separat föreskrift om ett försämringsförbud om ett behövligt särskilt bedömnings- och godkännandeförfarande i praktiken redan ledde till samma resultat? Därmed skulle den logiska slutsatsen vara att bedömnings- och godkännandeförfarandet i artikel 6(3) utgjorde ett undantag beträffande sådana planer eller projekt som enligt nationella bestämmelser skulle vara underställda någon form av myndighetsgodkännande. Denna invändning missar målet på en ytterst väsentlig punkt, nämligen att artikel 6(3) faktiskt utgör ett särskilt förfarande under det allmänna försämringsförbudet enligt artikel 6(2). Beträffande det allmänna försämringsförbudet förutsätts enbart att medlemsstater vidtar lämpliga åtgärder för att förhindra en försämring. Så länge som försämringen förhindras förutsätter gemenskapsrätt i princip inget annat. Däremot, beträffande vissa särskilda aktiviteter, dvs. planer och projekt, föreskrivs om ett särskilt förfarande som förutsätts enligt gemenskapsrätt. Detta förfarande utgörs av den obligatoriska konsekvensbedömningen och skyldigheten att godkänna planen eller projektet endast till den del som det berörda området inte kommer att ta skada av förverkligandet av planen eller genomförandet av projektet. Beträffande planer och projekt saknar medlemsstater samma utrymme för manöver vad gäller vilka åtgärder som är lämpliga för att förhindra en försämring som gäller enligt det allmänna försämringsförbudet, eftersom åtminstone bedömnings- och godkännandeförfarandet måste tillämpas. Sådana händelseförlopp som inte kan klassificeras som en plan eller ett projekt omfattas, i sin tur, enbart av det allmänna försämringsförbudet. Beträffande dessa händelseförlopp kan medlemsstaterna fritt avgöra vilka åtgärder som är lämpliga för att förhindra en försämring.

Den nationella implementeringen av habitatdirektivet vållar huvudbry även till övriga delar. I den nationella föreskriften (NVL 66.1 §) om förbud att godkänna en plan eller ett projekt hänvisas återigen, precis som i NVL 65.1 §, till att följden skall utgöras av en betydlig försämring som riktar sig till de naturvärden för vilkas skydd området införlivats eller avses bli införlivat i nätverket Natura

480 Ett akut problemområde inom den finska implementeringen är avsaknaden av ett myndighetsförfarande i samband med dikning, så länge som inget vattendrag påverkas. Om ett markområde, t.ex. ett kärr, torkas till följd av dikning uppstår nödvändigtvis inte sådana följder som skulle utgöra förändringar i vattenmiljön som förutsätts i VL 1:15, trots att ekosystemet förändras avsevärt till följd av dikningen. Enligt nationell lagstiftning saknas en myndighet som skulle ha som uppgift att godkänna projektet, eftersom något tillstånds- eller annat myndighetsförfarande inte förutsätts för den nämnda åtgärden. Se Kuusiniemi ”Natura 2000-verkoston oikeusvaikutukset” 2000, s. 27–29.

2000 för att en myndighet inte skall få godkänna planen eller projektet.⁴⁸¹ Dessa krav om att försämringen skall riktas just till de särskilda naturvärdena och att den skall vara betydlig är problematiska. Visserligen definieras inte explicit vad som avses med de åsyftade särskilda naturvärdena, men en tolkning att det skulle vara fråga om något annat än livsmiljöerna, habitatet för arterna eller arterna för vilkas del områdena har utsetts känns aningen långsökt. Ej heller ingår någon definition beträffande när en försämring skulle vara betydlig. Vad som gör den nationella formuleringen problematisk är givetvis faktumet att habitatdirektivet förbjuder en försämring av livsmiljöer och habitat för arter, utan att kvalificera försämringsförbudet genom att försämringen borde vara betydlig för att den skulle vara förbjuden. Likaså förbjuds åstadkommandet av störningar av de arter för vilka områdena har utsetts. Beträffande störningen av en art ingår även en ytterligare kvalifikation enligt vilken störningen är förbjuden om den kan ha betydande konsekvenser för målen i habitatdirektivet.⁴⁸² En sådan betydande konsekvens torde åtminstone inträffa ifall den gynnsamma bevarandestatusen av arten ifråga inte bibehålls eller återställs till följd av störningen. Hur möjligheten att försämrade livsmiljöer eller habitat enligt NVL, så länge som försämringen inte är betydlig, går ihop med habitatdirektivets försämringsförbud är till denna del oklart.⁴⁸³ En möjlig lösning kunde ligga i toleranströskeln.

Enligt ordalydelsen i habitatdirektivet kan de behöriga nationella myndigheterna godkänna en plan eller ett projekt först efter att ha försäkrat sig om att det berörda området inte kommer att ta skada.⁴⁸⁴ Detta innebär att ifall det inte

481 Denna formulering, beträffande kravet på att försämringen skall vara betydlig, kom till genom en lagändring (371/1999). I sin ursprungliga form löd 66 § 1 mom. NVL: "En myndighet får inte bevilja tillstånd att genomföra ett projekt eller godkänna eller fastställa en plan, om [...] projektet eller planen *försämrar* naturvärdena i ett område som statsrådet föreslagit för Natura 2000 eller som redan införlivats i nätverket." [kursivering här] Enligt förarbetena var avsikten med förändringen av ordalydelsen att det nationella stadgandet bättre skulle överensstämma med habitatdirektivets artikel 6(3), se RP 236/1998, s. 4. Frågan är om inte just det motsatta resultatet åstadkommit. Så även Kallio "Terve, ja kiitos simpukoista" 2006, s. 26–28.

482 Dir. 92/43/EEG artikel 6(2).

483 Det har föreslagits att den nationella föreskriften skall tolkas så att uttrycket "betydlig försämring" i NVL har samma innehåll som uttrycket "skada" i habitatdirektivet. Se Nordberg "Ajankohtaisia luontodirektiivin 6 artiklan tulkintakysymyksiä" 2001, s. 90–91.

484 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3). Det går inte att finna direkta motsvarigheter i övriga språkversioner till uttrycket "skada" som utnyttjats i den svenska språkversionen. Det är dock skäl att påpeka att detta inte innebär att de övriga språkversionerna skulle vara okontroversiella eller klara. Se t.ex. Halama "Die FFH-Richtlinie – unmittelbare Auswirkungen auf das Planungs- und Zulassungsrecht" 2001, s. 510, som påpekar att man i den tyska språkversionen hamnat in i en ologisk situation enligt vilken en betydande påverkan ("erhebliche Beeinträchtigung") förutsätts för att en skyldighet att utföra en konsekvensbedömning skall bli aktuell. Däremot skulle en myndighet inte få bevilja tillstånd redan då området påverkas ("beeinträchtigt wird"), alltså utan någon kvalifikation om betydande påverkan. Problemet är givetvis att det mellan påverkan och betydande påverkan inte strikt taget existerar någon skyldighet att utföra en konsekvensbedömning.

Utnyttjandet av begreppet skada är för övrigt inte utan sina potentiella fallgropar. Omfattningen av ett miljöansvar har på gemenskapsnivå i första hand reglerats genom miljöansvarsdirektivet (2004/35/EG). Direktivet syftar till att förebygga och avhjälpa miljöskador. I direktivet

kan fastslås huruvida en plan eller ett projekt skadar området, kan ett godkännande inte ges. Det är därmed av högsta intresse att begrunda vad som avses med begreppet skada. Ifall området kunde ta skada av en plan eller ett projekt har toleranströskeln överstigit. Vad som står tämligen klart är att det just bör vara det geografiskt begränsade Natura 2000 området som skall ta skada för att ett godkännande av en plan eller ett projekt bör förvägras. Övriga områden skyddas inte på motsvarande sätt av föreskrifterna i habitatdirektivet.⁴⁸⁵ Frågan är dock hur omfattande man skall förstå begreppet område, dvs. den attackerade miljön, då man avgör vad som avses med en skada. Vad är det egentligen som inte får skadas? Vilka är de i detta hänseende relevanta värdena?

ingår en allmän definition på miljöskada som innefattar skador på skyddade arter och skyddade naturliga livsmiljöer, skador på vatten och markskador. Se Becker "Einführung in die Richtlinie über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden" 2005, s. 371, som påpekar att det centrala elementet i dir. 2004/35/EG är regleringen beträffande skador på skyddade arter och naturliga livsmiljöer. Beaktansvärt är även att begreppet skada hänför sig till naturresurser, vilket enligt direktivet endast utgörs av skyddade arter och skyddade naturliga livsmiljöer, vatten och mark. Se dir. 2004/35/EG artikel 2(2) och 2(12). Därmed har det påpekats att påverkan i luft, atmosfären eller klimatet inte regleras av dir. 2004/35/EG, se Beyer "Eine neue Dimension der Umwelthaftung in Europa" 2004, s. 259. Det är dock skäl att uppmärksamma att en påverkan i luft, atmosfären eller klimatet nog kan ha en skadlig följd beträffande en naturresurs såsom begreppet definierats i direktivet. Hörnstenen i den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet enligt vilken det är en inverkan eller effekt i miljön som är avgörande bör även här beaktas. Se även Becker "Einführung in die Richtlinie über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden" 2005, s. 372–373, beträffande begreppet miljöskada enligt dir. 2004/35/EG. Privaträttslig reglering eller privaträttsliga anspråk på ersättning, såsom personskada, skada på privat egendom eller ekonomiska förluster, påverkas dock inte av direktivet. Se bl.a. dir. 2004/35/EG punkt 11 och 14 i ingressen samt artikel 3(3). Det har även påpekats att skador på vad som kunde kallas för ekologiska, som direktivet alltså omfattar, inte väl går att passa in i en traditionell skadeståndsrätt, se Beyer "Eine neue Dimension der Umwelthaftung in Europa" 2004, s. 257. Se även Jochum "Neues zum europäischen Bodenschutz- und Abfallrecht" 2005, s. 141–142.

⁴⁸⁵ Visserligen föreskrivs det i dir. 92/43/EEG artikel 11 att medlemsstater skall i syfte att göra nätet Natura 2000 mer ekologiskt sammanhängande "inom politiken för markanvändning och utveckling, *i den mån de anser det nödvändigt, sträva efter* att främja skötseln och förvaltningen av de element i naturen som är av avgörande betydelse för vilda djur och växter." [kursivering här] Med sådana element avses t.ex. floder med sina bankar, dammar eller små skogar som är väsentliga för vilda arters flyttning, spridning och genetiska utbyte. Denna föreskrift är tillämplig utanför nätverket Natura 2000 men föreskriftens ordalydelse lämnar ett betydande utrymme för manöver beträffande hur eller ens om några åtgärder behöver vidtas. Trots att uttrycket "sträva efter" kunde tolkas vara en hänvisning till en någotsånär bindande målsättning, är det fortfarande upp till en medlemsstat att avgöra huruvida det är nödvändigt att sträva efter denna målsättning. Slutsatsen torde vara att så länge som ingen påverkan, direkt eller indirekt, riktar sig till ett område inom nätverket Natura 2000, så har habitatdirektivets artikel 11 ingen bindande verkan på en medlemsstat i den meningen att medlemsstaten skulle vara skyldig att vidta några åtgärder. Däremot kunde det med fog anses att medlemsstatens rum för manöver beträffande när den anser det vara nödvändigt att sträva efter att främja skötseln och förvaltningen av de särskilda elementen i naturen som nämns i artikeln, avsevärt skulle begränsas om påverkan även riktade sig till ett Natura 2000 område.

2.3.2 NATURA 2000

– EN MÖJLIG LÖSNING PÅ EN FRÅGA OM VÄRDEN

Ur begreppet skada i habitatdirektivet som sådant kan man inte direkt härleda vilka de erforderliga ofördelaktiga konsekvenserna bör vara. Vad som med säkerhet kan påstås är att en skada enligt habitatdirektivet inträffar då den gynnsamma bevarandestatusen hos en livsmiljö eller en art för vilkas skydd området införlivats i nätverket Natura 2000 inte bibehålls eller återställs till följd av skadan. Frågan är dock om man möjligen avsett ett mera omfattande skadebegrepp, dvs. ett sådant som skulle avse även sådana konsekvenser inom Natura 2000 området som i princip kunde anses sakna en avgörande intensitet beträffande den gynnsamma bevarandestatusen hos en livsmiljötyp eller en art för vilkas skydd området i det enskilda fallet i fråga utsetts. Försiktighetsprincipen och det tämligen absoluta försämringsförbudet i habitatdirektivets artikel 6(2) fungerar som en första varningssignal för att så kunde vara fallet. Den andra utgörs av ett, från den svenska språkversionen, något avvikande ordval i andra språkversioner vilket skulle tyda på att begreppet skada skall ges en omfattande tolkning. I flera fall används nämligen inte motsvarande uttryck för det svenska ordet skada, utan sådana uttryck som kunde översättas till integritet, orördhet eller orubbat tillstånd.⁴⁸⁶ Därmed kan argumentet för en snäv tolkning av begreppet skada ifrågasättas.

Det är här skäl att återvända till områden i nätverket Natura 2000 och begrunda hur en omfattande tolkning av begreppet skada skulle passa in i helheten beträffande rättsmedel enligt habitatdirektivet. Ett omfattande betydelseinnehåll hos begreppet skada leder till att följderna, som skulle förhindra ett godkännande av planen eller projektet, kunde anses inträffa trots att de särskilda värdena för vilkas skydd ett område ifråga införlivats i Natura 2000 nätverket inte skadades.⁴⁸⁷ Ett eventuellt koherensproblem uppdragas ifall man på så sätt

486 Den engelska ("that it will not adversely affect the integrity of the site concerned"), franska ("qu'il ne portera pas atteinte à l'intégrité du site concerné"), spanska ("que no causará perjuicio a la integridad del lugar en cuestión"), danska ("at den/det ikke skader lokalitetens integritet") och finska ("että suunnitelma tai hanke ei vaikuta kyseisen alueen koskemattomuuteen") språkversionen hänvisar alla till områdets integritet som inte får äventyras. Den tyska språkversionen är däremot mer eller mindre förenlig med den svenska då det föreskrivs som villkor för ett godkännande av planen eller projektet att "das Gebiet als solches nicht beeinträchtigt wird".

487 Jämför dock med HFD 2002:48, vid stycke 8.4.2, där man anser att begreppet integritet (koskemattomuus), dvs. skada enligt den svenska språkversionen, är sammankopplat till de särskilda värdena för vilkas skydd området utsetts till nätverket Natura 2000. HFD har sedermera behållit samma linje, se t.ex. HFD 2005:42, HFD 2005:67, HFD 2005:69 och HFD 2006:3. I fallen inhämtades dock inget förhandsavgörande av EG-domstolen. På samma linje med HFD är även Kuusiniemi "Natura 2000-verkoston oikeusvaikutukset" 2000, s. 32–34, som dock i princip tycks fästa uppmärksamhet främst vid områdets särskilda egenskaper och tillstånd, men i sista hand anser han att det är de särskilda naturvärdena som legat till grund för införlivandet i nätverket Natura 2000 som avgör vilka egenskaper och tillstånd som beaktas. Se även Nordberg "Ajankohtaisia luontodirektiivin 6 artiklan tulkintakysymyksiä" 2001, s. 91, som hänvisar till just Kuusiniemi.

med skada avser i princip vilken skada som helst som uppstår inom Natura 2000 området. Nämligen den kombinerade funktionen av rättsmedlen som innefattar konsekvensbedömningen och myndighetsförfarandet beträffande godkännandet löper risk att bli svårhanterbar och oändamålsenlig. Detta beror på att konsekvensbedömningen som bekant är begränsad till att utreda konsekvenserna för målsättningen vad gäller bevarandet av området. Ifall man anser att denna målsättning syftar till målsättningen beträffande upprättandet av nätverket Natura 2000, dvs. att möjliggöra ett bibehållande eller återställande av en gynnsam bevarandestatus hos berörda livsmiljötyper i bilaga I och arterna i bilaga II i habitatdirektivet i deras naturliga utbredningsområde,⁴⁸⁸ så skulle konsekvensbedömningen endast bedöma påverkan beträffande vissa livsmiljötyper och arter, medan godkännandet, till följd av den omfattande tolkningen av begreppet skada, borde förvägras då vilken som helst livsmiljö eller art inom området tar skada, så länge som målsättningen att bevara, förstått som en helhet, skulle påverkas på ett oönskvärt sätt. Konsekvensbedömningen skulle alltså inte förse godkännandeförfarandet med den information som skulle behövas.

Koherensproblemet kan dock svängas i favör för en omfattande tolkning av både skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning och skyldigheten att förvägra ett godkännande. Man kunde nämligen anse att även omfånget av utarbetandeskyldigheten av konsekvensbedömningen skulle vara omfattande. Denna tolkning är inte otänkbar. Vad som skulle förutsättas är att man borde tolka habitatdirektivets artikel 6(3) som ett åläggande där bevarandet (av integriteten) av området ifråga är själva målsättningen som det syftas till. Med bevarande skulle alltså inte prima facie syftas till de särskilda livsmiljöer eller arter för vilka Natura 2000 områden utsetts, utan till bevarandet eller bibehållandet (i en allmänspråklig betydelse) av området mera allmänt, dvs. till att områdets integritet, orördhet eller orubbade tillstånd bevaras. Detta bevarande skulle utgöra den åsyftade målsättningen att bevara.⁴⁸⁹ Bedömningen av en plans eller ett projekts konsekvenser skulle göras med avseende på denna målsättning. Konsekvensbedömningen skulle alltså ha som avsikt att utreda huruvida planen eller projektet kunde ha konsekvenser som påverkar områdets integritet. Beträffande livsmiljöer i området skulle man alltså inte enbart beakta sådana livsmiljöer för vilkas skydd området utsetts till nätverket Natura 2000 utan en mera omfattande palett av relevanta livsmiljöer. Denna mera omfattande tolkning har dock en viss absolut gräns beträffande vad som kan beaktas. En omfattande tolkning skulle enligt mig inte kunna sträcka sig till sådana arter som inte är av

488 Dir. 92/43/EEG artikel 3(1).

489 Se t.ex. mål C-441/03 *Kommissionen mot Nederländerna*, domskälen, punkt 22–23, där det bl.a. påpekas att konsekvensbedömningen ”skall möjliggöra en noggrann analys som svarar mot målsättningarna vad gäller bevarandet av området i fråga [...] *särskilt* med avseende på skydd av livsmiljöer och prioriterade arter.” [kursivering här] Domstolen skulle knappast ha utnyttjat ordet ”särskilt” ifall man inte begrundat möjligheten att bevarandet av området skulle kunna omfatta även något annat än endast de särskilda värden för vilkas del området införlivats i nätverket Natura 2000.

gemenskapsintresse. Endast de arter för vilkas skydd området har utsetts skulle kunna omfattas av sådana rättsmedel som förutsätts enligt habitatdirektivet.⁴⁹⁰ Därmed kunde man i högsta grad försvara en tolkning enligt vilken man beaktar områdets särart och miljömässiga förhållanden i en mera omfattande kontext då det bedöms vad som är bevarandemålsättningen och till följd av detta vad som utgör en skada i området.⁴⁹¹

En skarpsynt läsare har säkerligen redan lagt märke till att en omfattande tolkning av bevarandemålsättningen och skadebegreppet har en tendens att skapa en viss skillnad i toleranströskelns läge, vad gäller vilken intensitet hos en inverkan eller effekt i miljön som är godtagbar. Å ena sidan, påverkas ortskänslighetsbedömningen endast av vissa särskilda livsmiljötyper och arter vid införlivandet av ett område i nätverket Natura 2000, men, å andra sidan, påverkas ortskänslighetsbedömningen beträffande själva skyddet eller bevarandet av de införlivade områdena av en mera varierande skala av faktorer som bör beaktas vad gäller områdets särskilda känslighet. När ett avgörande fattas om vilka områden som införlivas i nätverket Natura 2000 som särskilda bevarandemråden, fästs uppmärksamhet vid den gynnsamma bevarandestatusen hos vissa särskilda livsmiljötyper eller arter. När sedan införlivandet skett ändrar toleranströskeln på ett sätt referenspunkt eller kanske man hellre kunde uttrycka det som att ortskänslighetsbedömningen blir mångsidigare i och med att det inte längre är endast de särskilda livsmiljötyperna eller arterna för vilkas skydd området införlivats i nätverket Natura 2000 som avgör huruvida toleranströskeln överstigits, utan även andra förhållanden i Natura 2000 området, särskilt i dess övriga livsmiljöer, inklusive alla dess relevanta beståndsdelar och funktioner som spelar en roll i ortskänslighetsbedömningen.⁴⁹²

490 Enligt dir. 92/43/EEG artikel 2(2) skall "[å]tgärder som vidtas i enlighet med [habitatdirektivet] syfta till att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos livsmiljöer samt arter av vilda djur och växter av gemenskapsintresse." Det är endast beträffande arter som åtgärderna begränsas till sådana arter som är av gemenskapsintresse, dvs. arter som förtecknats i habitatdirektivets bilaga II, IV eller V, någon motsvarande begränsning anges inte explicit beträffande livsmiljöer. För övrigt ingår ingen definition på livsmiljöer av gemenskapsintresse. I habitatdirektivets artikel 1(c) och bilaga I föreskrivs däremot om livsmiljötyper av gemenskapsintresse. Denna distinktion beträffande åtgärdsföreskrifter i habitatdirektivet mellan livsmiljöer och arter går även ihop med föreskriften i dir. 92/43/EEG artikel 6(2), där försämringsförbudet gäller livsmiljöer och habitat i allmänhet medan förbudet beträffande arter är begränsat till de arter för vilkas skydd området har utsetts till nätverket Natura 2000. Indirekt kan dock även en mera varierande skala av arter åtnjuta skydd i samband med att en mera varierande skala av livsmiljöer skyddas.

491 Denna tolkning skulle även överensstämja med det aningen vaga språkbruket i mål C-127/02, domskälen, punkt 48–49.

492 I dir. 92/43/EEG artikel 4(4) föreskrivs det om en medlemsstats skyldighet att utse ett område av gemenskapsintresse, som valts enligt det särskilda förfarandet i habitatdirektivets artikel 4(2), till ett särskilt bevarandemråde, "varvid prioriteringar skall fastställas mot bakgrund av den betydelse området har för att möjliggöra att en gynnsam bevarandestatus hos en livsmiljötyp i bilaga 1 eller en art i bilaga 2 bibehålls eller återställs, och för att Natura 2000 skall bli sammanhängande, och mot bakgrund av den risk för försämring eller förstörelse som området är utsatt för." [kursivering här] För det första, förutsätter föreskriften endast att prioriteringar fastställs,

Beträffande nätverket Natura 2000 är definitionen i miljöansvarsdirektivet vad gäller skador på skyddade arter och skyddade naturliga livsmiljöer i detta sammanhang av särskilt intresse, eftersom den förväntade hänvisningen till fågeldirektivet och habitatdirektivet inte är explicit sammanknuten med Natura 2000 nätverket.⁴⁹³ Vad som enligt definitionen på miljöskada är relevant är däremot att det är fråga om en skyddad art,⁴⁹⁴ en skyddad arts livsmiljö (beträffande vissa arter)⁴⁹⁵, en skyddad arts parnings- eller rastplatser (beträffande andra arter)⁴⁹⁶ eller en naturlig livsmiljötyp.⁴⁹⁷ Ett eventuellt faktum om att någon av dessa arter eller livsmiljöer även ingår i ett område som införlivats i nätverket Natura 2000 saknar dock inte betydelse, men det är skäl att lägga märke till att definitionen på miljöskada inte exklusivt berör enbart skador som uppkommer eller kunde uppkomma inom ett Natura 2000 område. Betydelsen av ett eventuellt faktum om införlivande blir kanske egentligen först aktuell i och med att definitionen innebär att en miljöskada endast anses vara vid handen ifall det är fråga om en betydande negativ effekt när det gäller att uppnå eller bibehålla en gynnsam bevarandestatus för en ovan nämnd livsmiljö eller art.⁴⁹⁸

Avgörande skulle därmed vara att fastställa vad som avses med en betydande negativ effekt. Huruvida så är fallet beträffande förhållandet till det ursprungliga tillståndet skall enligt miljöansvarsdirektivet bedömas med hjälp av mätbara uppgifter som bl.a. antalet individer, deras täthet eller utbredningsområde.⁴⁹⁹ Andra faktorer som kan ha betydelse är, å ena sidan, de enskilda individernas eller det skadade områdets roll i förhållande till arterna eller till bevarandet av livsmiljöer, eller, å andra sidan, arternas eller livsmiljöns sällsynthet som bedöms både lokalt, regionalt och på gemenskapsnivå. Ytterligare kan faktorer som har att göra med artens eller livsmiljöns känslighet för förändringar, såsom arternas förmåga till förökning eller livsmiljöns förmåga till återbildning, beaktas. Vidare

alltså skulle ett omnämnande av enbart livsmiljötyper eller arter av gemenskapsintresse inte ha uteslutit att även andra livsmiljöer inom det särskilda bevarandeområdet bör bevaras. För det andra, har försämring eller förstörelse av området inte kvalificerats så att den borde rikta sig till just en livsmiljötyp eller art av gemenskapsintresse. Det förutsätts endast att försämringen eller förstörelsen riktas till området i allmänhet.

493 Se dir. 2004/35/EG artikel 2(1)(a) och 2(3)(a) samt 2(3)(b), där det hänvisas till dir. 79/409/EEG artikel 4(2) och bilaga I samt dir. 92/43/EEG bilaga I, II och IV. Se även Brans "Liability for Damage to Public Natural Resources under the 2004 EC Environmental Liability Directive" 2005, s. 93–94.

494 Dvs. arter som avses i dir. 79/409/EEG artikel 4(2) eller arter som förtecknats i dir. 79/409/EEG bilaga I eller arter som förtecknats i dir. 92/43/EEG bilaga II och IV.

495 Dvs. arter enligt dir. 79/409/EEG artikel 4(2) eller som förtecknas i dir. 79/409/EEG bilaga I samt arter som förtecknats i dir. 92/43/EEG bilaga II.

496 Dvs. arter som förtecknats i dir. 92/43/EEG bilaga IV.

497 Livsmiljötyperna är förtecknade i dir. 92/43/EEG bilaga I.

498 Dir. 2004/35/EG artikel 2(1)(a).

499 En ökad betydelse av att fästa uppmärksamhet vid kostnader för att återställa naturen enligt en viss referenspunkt i stället för att fokusera på direkta ekonomiska förluster, då man avgör beloppet på en skada på en naturresurs eller naturen i allmänhet har spårats av Burlington. Se Burlington "Valuing Natural Resource Damages: A Transatlantic Lesson" 2004, s. 77–96.

beaktas förmågan hos arterna eller livsmiljöerna att, en kort tid efter att skadan skett, återhämta sig, utan att andra åtgärder än ökade skyddsåtgärder vidtas. Uttryckligen har det föreskrivits att en skada som bevisligen påverkar människors hälsa alltid till sin karaktär är betydande.⁵⁰⁰

Ifall skadan riktar sig till ett område som är införlivat i nätverket Natura 2000, särskilt ifall en art eller en livsmiljö för vars skydd området blivit införlivat i nätverket Natura 2000 är föremål för den negativa effekten, skulle en stark presumtion om effektens betydande karaktär existera. Eftersom begreppet miljöskada enligt miljöansvarsdirektivet dock inte är exklusivt sammanknutet till områden i nätverket Natura 2000 skulle även en negativ inverkan på en tidigare nämnd arts eller livsmiljös gynnsamma bevarandestatus även om detta sker utanför ett Natura 2000 område kunna ha en betydande omfattning och därmed utgöra en miljöskada enligt miljöansvarsdirektivet. Så alltså även beträffande en art eller livsmiljö inom ett Natura 2000 område, trots att denna art eller livsmiljö inte utgjort grunden för införlivandet av området i nätverket Natura 2000.

Habitatdirektivets fordringar i artikel 6 beträffande, för det första, konsekvensbedömning, och, för det andra, godkännande av planer eller projekt, bör tolkas som en helhet inte bara inom artikel 6 utan inom den större helheten som bildas av föreskrifter i samband med nätverket Natura 2000 och dess syften. Detta innebär, för det första, att en plans eller ett projekts konsekvenser skall bedömas då planen eller projektet kunde påverka Natura 2000 området på ett betydande sätt.⁵⁰¹ Hur denna påverkan sker eller vad som exakt påverkas i Natura 2000 området begränsar inte skyldigheten att utföra en konsekvensbedömning i sig. Den enda kvalifikationen utgörs av att påverkan skall vara betydande. Beträffande vad som i sin tur utgör en betydande påverkan, så torde en möjlig och i högsta grad försvarlig tolkning vara att all sådan påverkan som kan äventyra att en gynnsam bevarandestatus beträffande livsmiljöer eller arter på grundval av vars skydd området har utsetts eller föreslås bli utsett till ett särskilt bevarandeområde inte bibehålls eller återställs utgör sådan betydande påverkan. Om tolerans-tröskeln enligt livsmiljöns eller artens gynnsamma bevarandestatus kunde överstigas skulle det alltid vara fråga om en betydande påverkan. Eftersom försämringsförbudet av livsmiljöer eller habitat för arter i särskilda bevarande-

500 Dir. 2004/35/EG bilaga I. Det har uttryckligen föreskrivits att man som betydande negativa skador enligt direktivets bilaga I inte behöver klassificera:

”– Negativa variationer som är mindre än de naturliga variationer som betraktas som normala för den berörda arten eller livsmiljön.

– Negativa variationer som beror på naturliga orsaker eller som är ett resultat av ingripanden i samband med den normala förvaltningen av områden, och som är fastställda i protokoll eller måldokument för den berörda livsmiljön eller som utförts tidigare av ägare eller verksamhetsutövare.

– Skador på arter eller livsmiljöer för vilka det fastställts att de kommer att återhämta sig, inom en kort tidsperiod och utan ingripanden, antingen till det ursprungliga tillståndet eller till ett tillstånd som endast genom artens eller livsmiljöns dynamik leder till ett tillstånd som bedöms vara likvärdigt med eller bättre än det ursprungliga tillståndet.”

501 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3).

områden är absolut⁵⁰² skulle en sådan försämring alltid utgöra en betydande påverkan. Även störande av de arter för vilka områdena har utsetts skulle utgöra en betydande påverkan om störandet kunde leda till att bibehållandet eller återställandet av den gynnsamma bevarandestatusen hos en art, eller eventuellt en livsmiljö, äventyrades. Beträffande övriga följder måste en bedömning göras från fall till fall för att avgöra när en påverkan eventuellt kunde anses vara betydande. Själva konsekvensbedömningen är som bekant begränsad enbart till konsekvenserna för målsättningen vad gäller bevarandet av området.⁵⁰³

För det andra, förutsätts det att på basis av resultaten av konsekvensbedömningen, dvs. svaret till frågan om planen eller projektet kunde påverka Natura 2000 området på ett betydande sätt, eller med andra ord om toleransströskeln överstigs till följd av att planen verksätts eller projektet genomförs, så skall en behörig myndighet godkänna planen eller projektet endast om myndigheten kan försäkra sig om att toleransströskeln inte kommer att överstigas⁵⁰⁴ som en följd av att planen verkställs eller projektet genomförs. Den ovan gestaltade tolkningen av habitatdirektivets artikel 6(3) skulle innebära att medlemsstater, för det första, borde föreskriva om en skyldighet att utföra en konsekvensbedömning i sådana fall som beskrivits ovan.⁵⁰⁵ För det andra, borde medlemsstater utpeka en (eller flera) behörig(a) myndighet(er) vars uppgift är att bedöma slutresultaten av bedömningarna och med befogenhet att godkänna planen eller projektet endast ifall den fastställda toleransströskeln respekteras.⁵⁰⁶

Sammanfattningsvis kan det konstateras att kraven som ställs på rättsmedel enligt habitatdirektivet har visat sig vara stränga. Så alltså även om man inte skulle godta den i denna forskning presenterade omfattande tolkningen, beträffande, å ena sidan, vilka följder som aktualiserar skyldigheten att bedöma

502 Dir. 92/43/EEG artikel 6(2). Visserligen förutsätts endast att medlemsstater vidtar "lämpliga åtgärder" för att förhindra en försämring, men med tanke på den explicita fordringen att utföra en konsekvensbedömning torde man med lämpliga åtgärder avse här övriga åtgärder vid sidan om konsekvensbedömningen och förfarandet med godkännande av planer och projekt. Försämring av livsmiljöer eller habitat av arter kan ju ske till följd av övrig verksamhet eller övriga händelser som inte kunde klassificeras som en plan eller ett projekt trots en eventuellt omfattande definition av begreppen plan och projekt. Motsvarande slutsats torde även följa av resonemanget i mål C-127/02, domskälen, punkt 32–38, där förhållandet mellan artiklarna 6(2) och 6(3) i habitatdirektivet behandlats.

503 Dir. 92/43/EEG artikel 6(3).

504 I dir. 92/43/EEG artikel 6(3) är denna skyldighet formulerad som en skyldighet för myndigheten att försäkra "sig om att det berörda området inte kommer att ta skada". Även om skada kunde uppfattas som en mera allmän eller mera omfattande följd än att toleransströskeln överstigs, torde helhetstolkningen tala om att vad som är essentiellt är just huruvida toleransströskeln överstigs eller inte. Endast om myndigheten kan försäkra sig om att toleransströskeln inte överstigs kan ett godkännande äga rum.

505 Eftersom inget direkt krav ställs på förfarandet eller formen av konsekvensbedömningen kunde den mycket väl utgöras av ett förenklat förfarande i sådana fall där planen eller projektet på sätt eller annat är ortsvanliga eller består av ett sedvanligt utnyttjande av en fastighet.

506 För att undvika onödig byråkrati kunde även ett system av implicit godkännande, där t.ex. passivitet hos en myndighet skulle innebära att ett godkännande erhållits, av planer eller projekt eventuellt anses uppfylla kraven i habitatdirektivet.

konsekvenserna för planer och projekt samt skadebegreppet som förhindrar ett godkännande av planen eller projektet, eller, å andra sidan, de för övrigt relevanta faktorerna vid tillämpningen av direktivet. Vidare kan det konstateras att försämringsförbudet är strikt och dess efterverkningar känns även då det avgörs huruvida en plans eller ett projekts konsekvenser skall bedömas eller inte. När väl ett område har införlivats i nätverket Natura 2000, så tas så ringa och få risker som möjligt, i och med att även sådan betydande påverkan som inte direkt riktar sig till de värden som uttryckligen legat till grund för införlivandet i nätverket Natura 2000 i princip förbjuds. Eftersom kausalitetskedjor kan vara svåra att förutspå är detta i det stora hela i samklang med försiktighetsprincipen.

3 I VILKEN OMFATTNING BEAKTAS SÄRSKILD KÄNSLIGHET?

3.1 ORTSKÄNSLIGHETSBEDÖMNINGENS KARAKTÄR

Ortskänslighet utgör den relevanta måttstocken som bör tillämpas för att avgöra på vilken nivå toleranströskeln fastställs. Den särskilda känsligheten hos den attackerade miljön eller recipienten är avgörande i detta hänseende. Därmed kan man inte åberopa allmänna normering för att rättfärdiga en påverkan i miljön, som visserligen inte överstiger en intensitet som fastställts av en norm av allmän karaktär, men som överstiger toleranströskeln som fastställts på basis av en ortskänslighetsbedömning. Detta faktum klargörs genom EG-domstolens uttalanden i mål C-355/90. I fallet rann bl.a. ett avlopp i en ekologiskt värdefull våtmark. Spanien, som var svarande i fallet ansåg dock att avloppet och de följder det förorsakade saknade betydelse eftersom i fallet tillämplig gemenskapsrätt, dvs. fågeldirektivet (79/409/EEG), inte föreskrev om några som helst kvalitetsmål beträffande vatten. Argumentet gjorde föga intryck på domstolen. Utsläpp av avloppsvatten förbjöds trots att man inte brutit mot någon explicit formulerad vattenkvalitetsstandard. Motiveringen var att den särskilda ortskänsligheten hos en våtmark påkallar att rättsmedel sätts i verkan på nationell nivå om det finns en risk att toleranströskeln kunde överstigas. Detta i sin tur utgjorde ett faktum i fallet då den ekologiska balansen och de ekologiska värdena i våtmarken i högsta grad var beroende av vattnets kvalitet och dessa kunde hotas av förorening som skulle följa av utsläppet av avloppsvatten.⁵⁰⁷ Detta resonemang är helt i enlighet med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Avgörande för en viss omständighets rättsliga behandling är den till följd av den inrättande normen institutionaliserade inverkan eller effekten som uppdagas i den fysiska miljön.

507 Mål C-355/90 *Kommissionen mot Spanien*, domskälen, punkt 51–53. Se även Somsen ”Case C-355/90, Commission v. Spain, (Directive 79/409, wild birds, classification of special protection areas) 2 August 1993” 1993, s. 274.

Inverkan eller effekten i miljön bedöms på basis av en fastställd toleranströskel vars läge på en skala av stigande intensitet av inverkan eller effekt i miljön avgjorts med hjälp av en ortskänslighetsbedömning. Sättet hur inverkan eller effekten uppstått är i sig irrelevant då det avgörs huruvida toleranströskeln överstigits.

Tidigare har behandlingen av temat i denna forskning redan tangerat frågor som med fog kan påstås vara sammankopplade med ortskänsligheten. Detta kan man förvänta sig eftersom detta mer eller mindre förutsätts av den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Vad som i detta kapitel eftersträvas är att påvisa att man med ortskänslighet avser känsligheten hos recipienten, dvs. den miljö som utsätts för en inverkan eller effekt, i en vid bemärkelse. Det är viktigt att inse att det enligt utgångspunkterna för denna forskning är en grundläggande premiss att det är människan, genom sin kapacitet att institutionalisera en viss miljö kvalitet eller ett visst krav beträffande miljöns kvalitet, som avgör vilka värden som till följd av denna institutionalisering utgör de kriterier på basis av vilka toleranströskeln fastställs. Detta innebär att den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet i högsta grad förklarar funktionen av den reglering som på sätt eller annat reglerar människans förhållande till den fysiska miljön. I den härpåföljande behandlingen kommer därmed dessa synpunkter att ytterligare belysas i ett något närmare perspektiv.

3.2 KÄNSLIGHET TILL FÖLJD AV ETT SÄRSKILT SYFTE

3.2.1 BESTÄNDIGHET AV NATURTILLGÅNGAR SOM EN ASPEKT AV KVALITET

Ett notoriskt faktum är att människan är beroende av den naturresursbas som utgörs av Jorden eller biosfären i dess helhet. Tanken om ett hållbart utnyttjande av denna naturresursbas som en helhet är en allmän förutsättning för att Jorden även i fortsättningen skall kunna bebos av människan.⁵⁰⁸ Ett hållbart utnyttjande av vilken begränsad naturresurs som helst bygger på precis samma tankegång.⁵⁰⁹ Det är helt enkelt i det långa loppet inte förnuftigt att utnyttja en naturresurs i en sådan mån att den inte kan förnya sig eller att slösa på en naturresurs som är icke-förnybar. Så är fallet särskilt om ifrågavarande naturresurs är vital för människan, för att inte tala om naturresursens eventuella oersättliga roll för biosfären i allmänhet.⁵¹⁰ I princip kunde man ur ett naturresursinriktat perspektiv

508 Se t.ex. Ympäristön ja kehityksen maailmankomissio *Yhteinen tulevaisuutemme* 1988, s. 10–48 samt Westerlund *Miljörättsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 19–20 och 23–25. Se även t.ex. Friedland – Prall ”Schutz der Biodiversität” 2004, s. 194, beträffande vad som utgör ett hållbart utnyttjande eller vilka beståndsdelar ett hållbart utnyttjande kan anses bestå av.

509 Se t.ex. Rehinder ”Das deutsche Umweltrecht auf dem Weg zur Nachhaltigkeit” 2002, s. 657, som påpekar att ett hållbart utnyttjande är en elementär komponent för att möjliggöra en hållbar utveckling.

510 Tyvärr handlar man inte alltid förnuftigt vilket även framgår av att människor t.ex. inte alltid tar i betraktande en utförd riskbedömning vilket leder till handlande som inte är förenligt med

påstå att all miljörettslig reglering egentligen handlar om reglering av utnyttjande av den fysiska miljön, som alltså kunde påstås utgöra en naturresurs, som i sin tur naturligtvis kunde spjälkas upp i ett så gott som oändligt antal mindre komponenter. Ur ett dylikt perspektiv skulle man alltså reglera tillgängligheten av behövliga naturresurser såsom ren luft, rent dricksvatten, tillgång till livsmedel, tillräckligt utbud av råvaror etc. Det är dock skäl att lägga märke till att även ett sådant naturresursperspektiv är underställt den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet eftersom den ovan nämnda tillgängligheten av naturresurser är ett värde som kan regleras med hjälp av en fastställd toleranströskel och som ytterligare kan påstås vara beroende av de kvalitetskrav (i vid bemärkelse) som ställs på t.ex. luft, dricksvatten eller utbudet av råvaror.⁵¹¹ Detta kvalitetskrav fastställs av toleranströskeln.

Ur ett naturresursperspektiv är det främst utbudet, dvs. kvantiteten av naturresursen, som står i förgrunden. En äldre plattityd ger ju vid handen att kvantitet och kvalitet inte är utbytbara.⁵¹² Det är dock skäl att lägga märke till att kvantitet som sådant i princip kunde påstås utgöra en kvalitetsfaktor, åtminstone i den kontext som behandlas här. Då man ur ett naturresursperspektiv fastställer ett visst värde för kvantitet, så innebär detta att man med samma tar ställning till en kvalitetsfråga. Man kunde kortfattat och lite förenklat alltså konstatera att kvantitet förvandlas till kvalitet eller åtminstone till en aspekt av kvalitet.⁵¹³ Detta faktum har inte heller förblivit oupptäckt av lagstiftaren. Beträffande den nationella definitionen på förorening i MSL (86/2000) kan man i detta hänseende lägga märke till att en följd, som är relevant vid ett avgörande huruvida en förorening är vid handen, utgörs av att utnyttjandet av naturresurser hindras

försiktighetsprincipens anda. Se Warner "What if? Versus if it ain't broke, don't fix it" 1994, s. 104–105. Problematiken accentueras givetvis i samband med utnyttjande av naturresurser som överhuvudtaget inte förnyar sig.

511 En annan fråga är givetvis att det i praktiken kan vara svårt att beakta andra intressen i en tillräckligt hög grad då ekonomiska faktorer i samband med utnyttjandet av naturresurser kan överspegla övriga intressen. I t.ex. Kanada, eller närmare sagt Alberta, har man stött på ett problem när naturresurser utnyttjats och ett parallellt hänsynstagande till övriga markanvändningsformer visat sig vara svårt. Det har nämligen kommit fram att tillståndsmyndigheten i Alberta (Energy and Utilities Board) delvis haft sina händer bundna. I princip existerar det en möjlighet att beakta ett allmänt intresse och därmed även andra markanvändningsformer, men i praktiken har detta visat sig vara svårt eftersom ett allmänt intresse som begrepp är vagt och svårdefinierat för att effektivt kunna fungera som en vägvisare för hur en intressebalansering skall äga rum. Utan riktgivande vägledning har Energy and Utilities Board saknat de verktyg som den skulle behöva för att kunna beakta övriga markanvändningsintressen (dvs. i detta fall andra än oljeindustrins) på ett effektivt eller ens på ett tillfredsställande sätt. Se Kennett – Wenig "Alberta's oil and gas boom" 2005, s. 1–7.

512 "Kvantitet ersätter inte kvalitet", i alla dess möjliga former och varianter.

513 Det är dock skäl att påpeka att kvalitet är ett mera omfattande begrepp än kvantitet i detta hänseende och inte ens inom ett naturresursperspektiv kunde man skrupelfritt placera ett likamed-tecken mellan kvantitet och kvalitet. En naturresurs kan vara värdelös ifall den till följd av undermålig kvalitet inte kan utnyttjas i det syfte som avsetts. Se t.ex. Hubold "Wege zu einer nachhaltigen Fischerei" 2003, s. 338–342, som behandlat frågan om ett hållbart utnyttjande särskilt ur fiskerisynpunkter.

eller i hög grad försvåras (MSL 3.1,1 c §). På motsvarande sätt, om inte lika uttryckligt, utgör en försämring av eller ett förhindrande av möjligheterna att dra nytta av de fördelar naturen erbjuder eller annan legitim användning av miljön en relevant komponent beträffande definitionen av förorening enligt IPPC-direktivet (96/61/EG).⁵¹⁴ Det kan dock trots allt finnas skäl att i vissa fall upprätthålla en distinktion mellan kvantitet och kvalitet.⁵¹⁵

I detta sammanhang är det med andra ord begrundat att behandla rättslig reglering där aspekter av kvalitet och kvantitet på sitt sätt förenas. I en gemenskapsrättslig kontext kommer reglering beträffande krav på kvantitet och kvalitet av vatten att stå i fokus. Det har påpekats att vattenramdirektivet (2000/60/EG) är det första steget på gemenskapsnivå till ett försök att integrera kvantitativa och kvalitativa frågor åtminstone i samband med reglering av grundvattenförekomster.⁵¹⁶ Beträffande vilka kvalitetsfaktorer som kan beaktas då man avgör kvaliteten hos en vattenförekomst är det naturligtvis skäl att även uppmärksamma faktumet att vattnets funktion som förutsättning för liv i allmänhet innebär att vatten måste finnas tillgängligt i en tillräcklig kvantitet och till en tillräcklig kvalitet.⁵¹⁷ Detta har uttryckligen beaktats beträffande reglering som angår grundvatten. En förekomst av grundvatten skall nämligen både uppfylla kriteriet på god kvantitativ och god kemisk status. Ifall statusen beträffande antingen den kvantitativa eller kemiska aspekten av statusen är sämre än god har tolerans-tröskeln enligt vattenramdirektivet överskridits.⁵¹⁸

Den kvantitativa aspekten av grundvattnets status kunde påstås vara sammankopplad med frågor kring vattenhushållning men den utgör samtidigt en oersättlig del av ett avgörande om vattnets kvalitet, förstått i en vid bemärkelse. Ett hållbart utnyttjande av en grundvattenförekomst bör ha sin utgångspunkt i

514 Dir. 96/61/EG artikel 2(2).

515 Så är fallet t.ex. i EG-rättslig kontext beträffande kvantitativ förvaltning av vattenresurser enligt EG-fördragets artikel 175(2). Detta beror på att ordningen för beslutsfattandet skiljer sig beträffande reglering som kan anses angå ”kvantitativ förvaltning av vattenresurser eller sådana åtgärder som direkt eller indirekt berör tillgången till dessa resurser”. Se mål C-36/98 *Spanien mot rådet*, domskälen, särskilt punkt 55–57. Påpekas bör dock att man sedermera i Nicefördraget preciserade språkbruket av artikel 175(2) i enlighet med EG-domstolens resonemang.

516 Grimeaud ”Reforming EU Water Law” 2001, s. 43.

517 Detta kunde naturligtvis påstås vara fallet i allmänhet även ur ett naturresursperspektiv beträffande ett utnyttjande av naturresurser. Så länge som naturresursen i fråga på sätt eller annat är begränsad, dvs. att ett utnyttjande av resursen leder till att resursen antingen minskar i kvantitet eller förlorar i kvalitet på ett sådant sätt att den användbara naturresursbasen minskar, så finns det ett incitativ att reglera utnyttjandet av naturresursen. Detta är en essentiell aspekt av ett hållbart utnyttjande eller inom vad som kunde kallas naturresursrätt. Se t.ex. Ekroos ”Luonnonvaraoikeudesta” 1987, s. 1–16, beträffande en allmän översikt och Salila *Metsäalueen oikeudellisesta asemasta* 2005, s. 71–73, 80, 90–94, 120 och 184–185, särskilt beträffande utnyttjande av skogar. Se även Hollo *Ympäristönsuojelu- ja luonnonresurssien suojeleminen* 2004, s. 163–164 beträffande begreppet naturresursrätt (luonnonvaraoikeus) i snäv och vid bemärkelse. Det är dock skäl att i detta samband åter påpeka att den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet i högsta grad är tillämplig även på reglering som riktar sig till utnyttjandet av naturresurser som enligt den ovan nämnda flyktiga definitionen på sätt eller annat kan anses vara begränsade.

518 Dir. 2000/60/EG artikel 2(20) och 4(1)(b).

att vattenuttag inte överskrider förekomstens förmåga att bli återförsedd antingen på mer eller mindre naturlig väg eller åtminstone artificiellt beträffande vissa fall.⁵¹⁹ Vid sidan om detta, dvs. frågor som främst är sammankopplade med vattenhushållning, är det även erkänt att den kvantitativa statusen hos en grundvattenförekomst kan ha följder beträffande den ekologiska kvaliteten hos ytvatten-ekosystem och terrestra ekosystem. Därmed är den kvantitativa statusen, för det första, även sammankopplad med faktorer som påverkar den fastställda toleranströskeln, dvs. den rådande ekologiska statusen eller ekologiska potentialen, hos en relevant ytvattenförekomst.⁵²⁰ För att uppfylla kravet på god kvantitativ status får grundvattennivån nämligen inte vara utsatt för sådan mänsklig påverkan som kan leda till att god ekologisk status eller god ekologisk potential inte kan uppnås beträffande förbundna ytvattenförekomster. Mer problematisk är föreskriften enligt vilken god kvantitativ status inte uppnås ifall grundvattennivån är utsatt för en sådan mänsklig påverkan som kunde leda till en betydande sänkning av statusen hos förbundna ytvattenförekomster.⁵²¹ I princip är ju en försämring av statusen hos en ytvattenförekomst i sig förbjuden, så alltså utan någon ytterligare kvalifikation om att endast en betydande sänkning skulle vara förbjuden.⁵²² Därmed skulle tolkningen av termen ”betydande” inte kunna innebära att en sänkning från hög status till god status beträffande ytvattenförekomsten skulle vara tillåten.⁵²³

Den kvantitativa statusen hos en grundvattenförekomst är, för det andra, sammankopplad med den ekologiska kvaliteten av terrestra ekosystem. Det föreskrivs nämligen att vilken som helst betydande skada på anslutna terrestra ekosystem som är direkt beroende av grundvattenförekomsten och som kan följa av mänsklig påverkan på grundvattennivån innebär att den kvantitativa statusen hos grundvattenförekomsten är sämre än god.⁵²⁴ Detta innebär en sammankoppling beträffande ett avgörande om toleranströskeln överstigits där följder hos landbaserade ekosystem som är direkt beroende av grundvattenförekomsten beaktas. Återigen innebär dock först en betydande skada att följden varit excessiv och att toleranströskeln till denna del överstigits. Det är relativt klart att följder som står i strid med t.ex. habitatdirektivet (92/43/EEG) skulle innebära en betydande skada på ett anslutet ekosystem, men härutöver är gränsdragningen beträffande vad som utgör en betydande skada och vad som inte gör det en

519 Rijswick ”The New Groundwater Directive” 2004, s. 328–329. Frågan kring artificiell förnyelse är intressant och går att jämföra med frågan om en art bör kunna upprätthålla sig själv som behandlats i del II kapitel 2.2.2, även om slutsatserna beträffande dessa två eventuellt kan anses innehålla en nyansskillnad.

520 Hänvisningen i dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 2.1.2. är visserligen till ”de ekologiska miljömålen” vilket dock bör anses inbegripa både den ekologiska statusen beträffande ytvattenförekomster och den ekologiska potentialen beträffande kraftigt modifierade eller konstgjorda ytvattenförekomster.

521 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 2.1.2.

522 Dir. 2000/60/EG artikel 4(1)(a)(i).

523 Grimaud ”Reforming EU Water Law” 2001, s. 89.

524 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 2.1.2.

tolkningsfråga som först och främst kan avgöras endast på basis av omständigheterna i det enskilda fallet.⁵²⁵

Det eventuella problemet beträffande avsaknaden av en klar definition på betydande skada i vattenramdirektivet bör dock inte överdimensioneras. Ledning beträffande tolkningen av vad som utgör en betydande skada erhålls från hur man i allmänhet bör fastställa en toleranströskel enligt en ortskänslighetsbedömning enligt den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Därmed är ett krav på att skadan skall vara betydande enbart en abstrakt hänvisning till vilken intensitetsnivå av inverkan eller effekt i miljön som är avgörande beträffande toleranströskeln läge. Dock är det skäl att påpeka att jag inte har som avsikt att förringa vagheten av ett uttryck som ”betydande”. Det är naturligtvis beklagligt att det inte är möjligt att konstruera en generell maxim beträffande innehållet av ett begrepp som betydande. Innehållet av begreppet måste avgöras från fall till fall utgående från ortskänsligheten i den påverkade miljön. Även begreppet skada förtjänar ett visst klagörande, särskilt eftersom det i denna forskning inte är skäl att begränsa begreppets innehåll i någon avsevärd grad. Begreppet skada i detta sammanhang fungerar i förhållande till toleranströskeln på så sätt att en följd vars intensitet överstigit toleranströskeln helt enkelt automatiskt kan kvalificeras som skada, vilket i sin tur innebär att ett eller flera rättsmedel kan bli aktuella. Begreppet skada är därmed så gott som synonymt med en excessiv inverkan eller effekt. Det är skäl att i samma veva och avslutningsvis konstatera att motsvarande sammankopplingar som går att finna beträffande en grundvattenförekomsts kvantitativa status till ytvattenförekomsternas ekologiska status, ekologiska potential och kemiska status även existerar vad gäller en grundvattenförekomsts goda kemiska status.⁵²⁶

3.2.2 IBRUKTAGET ELLER PLANERAT ANVÄNDNINGSSÄNDAMÅL

I samband med det behandlade naturresursperspektivet är det skäl att i korthet begrunda hur eventuella användningsändamål som människan har eller i framtiden planerar att ha beträffande en viss miljö eller de naturresurser som går att finna i denna miljö påverkar en eventuell ortskänslighetsbedömning. Sådana användningsändamål kan vara relevanta inom ramen för den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet eftersom ortskänslighetsbedömningen inte är immun för dylika fastställda användningsändamål. Ortskänslighetsbedömningen kan vara beroende av ett eller flera användningsändamål som är aktuella eller som kunde bli aktuella beträffande den miljö som är föremål för ortskänslighetsbedömningen. Med användningsändamål kan man i snäv bemärkelse endast syfta till utnyttjande och brukande, som utförs av människan eller för människan,

⁵²⁵ Se Grimaud ”Reforming EU Water Law” 2001, s. 89, som även kverulerar avsaknaden av en klar definition på vad som skulle utgöra en betydande skada.

⁵²⁶ Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 2.3.2.

av omgivningen eller de naturresurser som går att finna i den. I en mera omfattande betydelse kan man dock med användningsändamål även avse det behov och utnyttjande av omgivningen som den fysiska miljöns övriga beståndsdelar har eller utövar i omgivningen, t.ex. vilda djur använder en viss omgivning som sitt revir eller sin livsmiljö. Denna form av naturens ”egen” användning och dess påverkan på ortskänsligheten kan även den vara relevant för den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet så länge som en inrättande norm fäster uppmärksamhet vid dessa aspekter. Det existerar med andra ord en omfattande palett av användningsändamål som kan påverka toleranströskeln läge på den stigande skalan av inverkan och effekt i miljön, eftersom syftet med reglering, vars avsikt är att möjliggöra eller säkra ett visst användningsändamål, är att säkerställa en viss kvalitetsnivå som anses vara behövlig för att den ifrågavarande användningen i syfte att uppfylla ett visst ändamål skall kunna säkerställas.

I detta sammanhang är det skäl att fästa uppmärksamhet vid sådana användningsändamål vars syfte på sätt eller annat kunde påstås vara att säkerställa eller tillgodose människans mera materiella behov.⁵²⁷ För att säkerställa erforderligt skydd för andra än obetydliga dricksvattenförekomster bör, för det första, sådana förekomster för varje avrinningsdistrikt enligt vattenramdirektivet identifieras skilt för sig.⁵²⁸ För det andra ställs särskilda krav i form av miljö kvalitetsstandarder på vatten som är avsett att användas som dricksvatten.⁵²⁹ Beträffande vattenområden där sött ytvatten, som används eller skall användas för framställning av dricksvatten, har eller kunde ha, om inte vissa åtgärder vidtogs, en för hög nitrathalt⁵³⁰ förutsätter nitratdirektivet (91/676/EEG) att dessa vatten identifieras.⁵³¹ På basis av denna identifikation bör en ytterligare identifiering

527 Vad som sist och slutligen kunde anses vara ett materiellt behov är givetvis öppet för debatt och härleds ur mer eller mindre subjektiva åsikter om saken. Här hänvisas främst till sådana materiella behov i snäv bemärkelse vars syfte inte direkt är att skydda miljön eller naturen i sig, utan en viss särskild aspekt som är av särskild betydelse direkt och mer eller mindre uteslutande för människan. Detta innebär dock inte att andra aspekter inte kunde påverkas indirekt.

528 Alla dricksvattenförekomster som ger mer än 10 m³ per dag i genomsnitt eller som betjänar mer än femtio personer och de vattenförekomster som i framtiden är avsedda för användning för uttag av dricksvatten skall identifieras enligt dir. 2000/60/EG artikel 7(1).

529 Se dir. 75/440/EEG bilaga 2 beträffande karakteristik för ytvatten som är avsett för uttag av dricksvatten. Se dir. 98/83/EG där det bl.a. fastställs kvalitetskrav för sådant vatten som är avsett att användas och sådant vatten som används som dricksvatten. Se även dir. 80/778/EEG som upphävdes av dir. 98/83/EG. Särskilda föreskrifter om naturligt mineralvatten går att finna i dir. 80/777/EEG.

530 Nitrathalten är fastställd i dir. 75/440/EEG bilaga 2. Oklart är dock huruvida undantagsföreskriften enligt dir. 75/440/EEG artikel 8(d), enligt vilken man i fråga om ytvatten i grunda sjöar eller praktiskt taget stillastående vatten kan åsidosätta fastställda gränsvärden, så länge som sjön inte är djupare än 20 meter och dess vattenutbyte tar längre tid än ett år samt under förutsättning att avloppsvatten inte släpps ut i vattenförekomsten, även gäller beträffande skyldigheten att identifiera vattenområdet enligt dir. 91/676/EEG. Eftersom hänvisningen i dir. 91/676/EEG endast riktar sig till gränsvärdet, så torde faktumet att skyldigheter enligt dir. 75/440/EEG kan åsidosättas i vissa fall sakna relevans beträffande skyldigheter enligt dir. 91/676/EEG.

531 Dir. 91/676/EEG artikel 3(1) och bilaga 1 punkt A(1).

göras av de områden, dvs. så kallade känsliga områden, från vilka avrinning sker till ovannämnda vattenområden och som bidrar till förorening av dessa vattenområden.⁵³² Områdets känslighet syftar i detta fall inte direkt till recipientens, dvs. det mottagande vattenområdets känslighet, utan snarare till benägenheten eller förmågan av det förmedlande området att införa substanser, i detta fall nitrater, som förorsakar förorening i recipienten. Det är alltså inte endast fråga om att fastställa en toleranströskel, utan också en medelbar identifikation av aktörer som kunde beröras av rättsmedel.

I nära samband med funktionen av vatten som dricksvatten ligger även funktionen av vatten som ett medium för någon form av rekreation, om man nu ville uttrycka det så. Det är här närmast fråga om utnyttjande av vattenmiljön i syfte att bada.⁵³³ Vattnets särskilda användningsändamål som badvatten innebär att det är nödvändigt att minska på föroreningen av badvatten och att skydda sådant vatten mot ytterligare försämring i syfte att skydda miljön och människors hälsa.⁵³⁴ Genom att reglera kvaliteten av badvatten syftar man till att bevara, skydda och förbättra miljön samt till att skydda människors hälsa.⁵³⁵ Därmed har man fastställt särskilda gränsvärden beträffande sådana parametrar⁵³⁶ som anses vara av särskild betydelse för att avgöra vattnets lämplighet för badvatten med beaktande av det nyss nämnda syftet. Dir. 2006/7/EG inför en med vattenramdirektivets klassificering av vattenförekomsternas status närbesläktad skyldighet att utföra en klassificering av badvattnet enligt dess kvalitet i antingen dåligt, tillfredsställande, bra eller utmärkt.⁵³⁷ En medlemsstat skall säkerställa att allt badvatten är åtminstone tillfredsställande senast vid slutet av 2015 års badsäsong.⁵³⁸ Utnyttjandet av planeringsinstrument som tycks vinna fotfäste inom

532 Dir. 91/676/EEG artikel 3(2).

533 Enligt dir. 76/160/EEG artikel 2(a) utgörs badvatten av allt rinnande eller stillastående sötvatten och havsvatten, i vilket badning är uttryckligen tillåtet av de behöriga myndigheterna i varje medlemsstat, eller i vilket badning inte är förbjudet och traditionellt utövas av ett stort antal badare. Dir. 2006/7/EG, som kommer att ersätta dir. 76/160/EEG så att den sist nämnda upphör att gälla senast 31.12.2014, tillämpas på badvatten som utgörs av sådana ytvattenförekomster där en behörig myndighet förväntar sig att ett stort antal personer badar och där myndigheten inte har infört ett permanent badförbud eller utfärdat en permanent avrådan från bad. Se dir. 2006/7/EG artikel 1(3) och 18.

534 Se dir. 76/160/EEG stycke 1 i ingressen.

535 Dir. 2006/7/EG artikel 1(2)

536 Enligt bilagan till dir. 76/160/EEG utgörs dessa parametrar av mikrobiologiska (t.ex. kolibakterier och salmonella) och fysisk-kemiska (t.ex. pH och mineraloljor) parametrar. Ytterligare har vissa ämnen som anses utgöra tecken på förorening räknats upp i bilagan (t.ex. pesticider, tungmetaller och cyanid).

537 Dir. 2006/7/EG artikel 5(1). Om bedömning och klassificering i de olika kategorierna föreskrivs närmare i direktivets bilaga II där det även hänvisas till gränsvärden som fastställts i direktivets bilaga I.

538 Dir. 2006/7/EG artikel 5(3). Ytterligare föreskrivs det att en medlemsstat skall vidta de rimliga och proportionella åtgärder som den anser lämpliga för att öka det antal badvatten som klassificeras som utmärkt eller bra. Hur bindande denna skyldighet är beror på hur man förstår kvalifikationerna på att åtgärderna skall vara rimliga och proportionella. Vagheten i uttrycken leder antagligen i praktiken till att någon direkt rättslig skyldighet kan vara svår att identifiera eller genomföra, så länge som argument mot att öka antalet badvatten som klassificeras som

den gemenskapsrättsliga regleringen är så tillvida intressant att man eventuellt kan spåra likheter till den områdesplanering som sker på nationell nivå, där man fastställer användningsändamål för områden, vilket även kan påverka ortskänslighetsbedömningen och fastställandet av toleranströskeln. I övrigt är det skäl att hänvisa till behandlingen av planering, beträffande funktionen av användningsändamålet för en miljö eller ett område för fastställandet av toleranströskeln.⁵³⁹

3.3 KONSTGJORDA ELLER NYSKAPADE MILJÖER OCH BETYDELSEN AV SÄRSKILD OKÄNSLIGHET

En omständighets excessiva karaktär fastställs på basis av den inverkan eller effekt i miljön som äger rum eller kunde äga rum, beroende på hur den inrättande normen är uppbyggd. Detta innebär givetvis att en recipient eller den attackerade miljön även kan vara särskilt hårdad mot angrepp och ingrepp som åtminstone delvis härstammar från mänsklig aktivitet eller verksamhet.⁵⁴⁰ Tillsviare har man i denna forskning mer eller mindre koncentrerat sig på sådana fall där en viss miljö på sätt eller annat varit mera känslig än en, vad man kunde kalla, motsvarande genomsnittsmiljö. Detta innebär dock inte att begreppet särskild känslighet inte skulle kunna innefatta motparten av ”mera känslig”, dvs. ”mindre känslig”. Eftersom toleranströskeln fastställs enligt en ortskänslighetsbedömning kommer även dylika aspekter att kunna beaktas. Det är givetvis svårt att fastställa någon generell maxim enligt vilken man kunde avgöra vilken miljö som är ”mera känslig” och vilken som är ”mindre känslig” beträffande alla olika typer av orsaker som framkallar en inverkan eller effekt. Detta beror på att en miljö kan vara mera känslig mot en viss typ av påverkan medan samma miljö är mindre känslig mot en annan och vice versa. Därmed fungerar den påföljande behandlingen mera som en form av presentation av faktumet beträffande betydelsen av en miljö:s särskilda karaktär i detta hänseende än en uttömmande reflexion över vad som kunde kallas för en miljö:s särskilda okänslighet.

Från behandlingen beträffande mera klassisk grannelagsrätt går det att erinra sig om funktionen av ortsvanlighet för fastställandet av toleranströskeln.⁵⁴¹

utmärkta eller bra på sätt eller annat grundas på att erforderliga åtgärder faktiskt är orimliga eller oproportionella. Detta beror givetvis på hur orimlighet och oproportionalitet bedöms. I praktiken torde frågor kring orimlighet och oproportionalitet sakna någon mera omfattande betydelse eftersom man i sådana fall alltid kan utföra en förändring i användningsändamålet, dvs. det torde alltid i sista hand vara möjligt att införa ett badförbud och på så sätt undgå bestämmelser som ställs på badvatten. Se t.ex. dir. 2006/7/EG artikel 1(3) och 5(4)(b).

539 Se del III kapitel 2.3.

540 Den inrättande normen är dock som bekant inte begränsad till att endast hänvisa till sådan inverkan eller effekt som härstammar från mänsklig aktivitet, utan den inrättande normen kan även hänvisa till en inverkan eller effekt som i sin helhet står utanför mänsklig kontroll. Det är följdnormen, ifall man strävar efter att bygga upp ett fungerande system, som däremot alltid på sätt eller annat måste hänvisa till något som står under mänsklig kontroll. Se del I kapitel 2.4.2.

541 Se del I kapitel 3.2.

Gränsen mellan ortskänslighetskriteriet och ortsvanlighetskriteriet kunde påstås bli fördunklad då man inte enbart fokuserar på vad som kunde kallas naturliga miljöer, dvs. sådana förhållanden som mer eller mindre kunde anses ha stått utanför människans påverkan, eller kanske rättare sagt, sådana förhållanden där människans påverkan är begränsad. Faktum är dock att människan bearbetat och omarbetat den fysiska miljön runtomkring henne. Hon har byggt städer, övrig bebyggelse, infrastruktur mm. i en avsevärd mängd. Denna bearbetning eller omarbetning innebär dock inte att föremålet för bearbetningen eller omarbetningen inte mera skulle vara en del av den fysiska miljön. Det är den fortfarande. Den mera relevanta frågan är huruvida den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet kunde ha någon vettig tillämpning även i detta sammanhang. Svaret på denna fråga är i högsta grad jakande.

Eftersom det är en inverkan eller effekt i miljön som kunde påstås vara det väsentliga inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, så spelar det givetvis som en utgångspunkt ingen roll beträffande tillämpligheten av den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet huruvida miljön bearbetats eller omarbetats av människan. Tvärtom, denna bearbetning eller omarbetning gör frågan bara mera intressant, och kommer enligt mig återigen att befästa ståndpunkten om att det är en ortskänslighetsbedömning som är avgörande i den rättsliga behandlingen av inverkan och effekter i miljön. Låt oss föreställa oss ett orört område i naturen. Ortskänsligheten hos miljön inom detta område utgör grunden för fastställandet av toleranströskeln. Låt oss vidare anta att på området småningom upprättas en stad, med all därtill hörande bebyggelse och infrastruktur. Med tanke på exemplet spelar det en ringa roll huruvida upprättandet av staden fallit inom ramarna för en eventuell ursprunglig toleranströskel eller om man varit tvungen att i något annat intresses namn justera på toleranströskeln. Faktum är dock att den bebyggda miljö som uppstått har sin egen toleranströskel som lever sitt eget liv i och med att de fakta som ligger till grund för ortskänsligheten kommer att skilja sig från de fakta som låg till grund för ortskänsligheten då området ännu var orört. I staden kommer kanske estetiska värden beträffande hur stenar radats på varandra, dvs. hurdana byggnader som tillåts uppföras eller hurdana kulturella värden som uppskattas till följd av att särskilda byggnader skyddas, att spela en viktig roll i att fastställa toleranströskeln. Dessa är värden som ligger till grund för att avgöra ortskänsligheten och därmed även för att fastställa toleranströskeln. Vilka fakta, värden eller kriterier som sist och slutligen avspeglar vad som är känsligt inom orten är beroende av det aktuella fallet. Vad som kanske är ännu viktigare att inse är att dessa fakta, värden eller kriterier inte för evigt behöver vara gjutna i någon sanningens borg, tvärtom, de kan vara dynamiska och de kan förändras i och med att den fysiska miljön, antingen utan människans medverkan eller med människans medverkan, förändras.

3.3.1 EN BEBYGGD MILJÖ

Till en början kan det vara skäl att konstatera att en stadsmiljö är en miljö bland andra med sin säregna biologiska mångfald.⁵⁴² I en bebyggd miljö går det att finna kvalitetsvärden som värdesätts på motsvarande sätt som kvalitetsvärden inom en mer eller mindre av människan orörd naturlig miljö. Dessa kvalitetsvärden kommer dock att till sitt innehåll skilja sig från sådana värden som man kunde förvänta sig vara förknippade med mer eller mindre orörd natur.⁵⁴³ Vad som är relevant beträffande behandlingen inom denna forskning är huruvida någon rättslig institutionalisering av dessa värden beträffande en bebyggd miljö ägt rum i form av en inrättande norm som skulle ha fastställt en toleranströskel. Ortskänslighetsbedömningen kan nämligen dra åt vardera håll. Följden kan vara att toleranströskeln fastställs på en strängare nivå till följd av ortens karaktär som bebyggd miljö, men följderna kan även vara att toleranströskeln fastställs på en lägre nivå till följd av en ortskänslighetsbedömning som baserats på den särskilda okänsligheten hos den bebyggda miljön. I detta sammanhang spelar områdesplanering en betydande roll.

Beträffande den bebyggda miljön föreskrivs i nationell lagstiftning att en kommun skall ha en byggnadsordning (MBL 14.1 § (132/1999)). Med tanke på den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet är det intressant att kunna konstatera att innehållskraven i byggnadsordningen är uppbyggda i enlighet med den förutsatta ortskänslighetsbedömningen eftersom det fordras att man i byggnadsordningen meddelar sådana föreskrifter som förutsätts av de lokala förhållandena, vilket innebär att den påverkade miljöns särskilda karaktär beaktas (MBL 14.2 §). Vidare förutsätts att nödvändiga föreskrifter för planmässigt och lämpligt byggande även införlivas i byggnadsordningen (MBL 14.2 §). Beroendeförhållandet till områdesplanering förstärks även av att en föreskrift i byggnadsordningen inte tillämpas ifall frågan reglerats i en generalplan med rättsverkningar eller en detaljplan (MBL 14.4 §). Ytterligare hänvisas till faktumet att byggnadsordningen skall innehålla sådana föreskrifter som är nödvändiga för att kultur- och naturvärden skall kunna beaktas samt för att en bra livsmiljö skall kunna skapas och bevaras (MBL 14.2 §).

Det är dock skäl att lägga märke till att en byggnadsordnings funktion som inrättande norm är i viss mån av ringa betydelse. Visserligen innebär faktumet att lokala förhållanden, däribland sådana som är sammankopplade med kravet på att bevara kultur- och naturvärden samt för att skapa och bevara en bra livs-

542 KOM(2005) 718 slutlig, s. 10. Se även Chilla m.fl. "Fassadenbegrünung als Instrument einer nachhaltigen Stadtentwicklung" 2002, s. 249–251.

543 Här kommer man dock in på ett område som inte kommer att behandlas inom ramen för denna forskning. Mitt personliga antagande är dock att kvalitetsvärdena bland en majoritet av människor kommer att vara olika beträffande vilka faktorer som betonas då man behandlar, å ena sidan, vad man kunde kalla för en orörd natur och, å andra sidan, t.ex. en stadsmiljö. Några forskningsresultat kan jag dock inte framställa till stöd för detta antagande.

miljö, beaktas, att man i teorin kunde påstå att en byggnadsordning fungerar som en inrättande norm. Frågan är dock om inte toleranströskeln redan de facto i praktiken fastslagits genom områdesplanering. I teorin är nämligen kommunfullmäktige (MBL 15 §) nödgad att ta ställning till frågor såsom vad utgör ett naturvärde, när en livsmiljö är bra och vad som egentligen bör anses vara förutsatt av de lokala förhållandena, vilket innebär att en toleranströskel fastställs. Hur mycket självständig eftertanke eller omsorgsfullt begrundande som i verklighet äger rum är dock eventuellt öppet för en viss polemik.

Beträffande den byggda miljön förutsätts ytterligare att en byggnad och dess omgivning skall hållas i ett sådant skick att den inte förfular omgivningen (MBL 166.1 §) samt att den byggda miljön skall hållas i snyggt skick (MBL 167.1 §). När en byggnad förfular omgivningen är givetvis beroende av de kvalitetsvärden som är rådande i omgivningen ifråga. En byggnad kan passa väl in i en viss omgivning, men samma byggnad kan anses förfula omgivningen i en annan omgivning. Huruvida man anser att det är fråga om särskild okänslighet inom den omgivning där ingen förfulning anses äga rum, eller endast en traditionell ortsvanlighetsbedömning är i viss mån en smaksak. Faktum kvarstår dock att en viss omgivning på grund av sina egenskaper är mindre känslig för en inverkan eller effekt, dvs. den förfulande byggnaden, än en annan.⁵⁴⁴

När det är fråga om bebyggda områden är buller och den rättsliga regleringen vars syfte är att ta itu med buller⁵⁴⁵ även av intresse då man talar om särskild känslighet. Den explicita gemenskapsrättsliga regleringen i detta sammanhang är nämligen begränsad till sådant buller som människan utsetts för och som i de flesta fallen endast beaktas ifall människan utsetts för bullret inom någon form av mer eller mindre bebyggt område.⁵⁴⁶ Ifall det inte är fråga om ett sådant område, så är motsatsslutet att ortskänsligheten inte påverkas på samma sätt, utan

544 Detta faktum om att vissa områden är känsligare än andra utgör ju en mer eller mindre självklarhet. Den bebyggda miljön utgör dock en fungerande illustration om funktionen av en form av vad man kunde kalla särskild okänslighet i fastställandet av toleranströskeln. Se Ekroos *Kauneus ja rumuus ympäristöoikeudessa* 1995, s. 38–43.

545 Vad gäller frågor allmänt om buller och reglering av densamma, se t.ex. Ortscheid – Wende ”Lärm – Erfassung und Bewertung” 2002, s. 185–189. Se Feldmann ”Wandel im Lärmschutz” 2005, s. 354–358, beträffande implementeringen av dir. 2002/49/EG i Tyskland. Se även Philipp-Gerlach – Hensel ”Der Gesetzesentwurf der Bundesregierung zur Umsetzung der EG-Richtlinie über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm” 2004, s. 329–334. Beträffande följder av buller, se Koch ”Aktuelle Probleme des Lärmschutzes” 2000, s. 491, där det bl.a. påpekas att buller inte enbart är skadligt för hörseln. Buller har även andra negativa följder.

546 Se dir. 2002/49/EG artikel 2(1), där det visserligen även hänvisas till buller som människan utsetts för inom landsbygden. I den finska språkversionen utnyttjas uttrycket ”rakentamattomilla alueilla”. I varken den engelska, franska, tyska eller spanska språkversionen utnyttjas ett lika explicit uttryck, utan uttryck såsom ”open country”, ”rase campagne”, ”auf dem Land” respektive ”campo abierto”. Noteras bör dock att definitionen på förorening enligt dir. 96/61/EG artikel 2(2) även innefattar uppräknade konsekvenser (skada på människors hälsa eller kvaliteten på miljön, försämring av materiell egendom, försämring av eller förhindrande av möjligheterna att dra nytta av de fördelar naturen erbjuder eller annan legitim användning av miljön) som förorsakats av buller.

vi har att göra med en viss form av särskild okänslighet, där den gemenskapsrättsliga regleringen beträffande buller inte tillämpas.⁵⁴⁷

Frågor kring den bebyggda miljön illustrerar väl hur den enligt grannelagsrätten mera klassiska ortsvanlighetsbedömningen och den i denna forskning förespråkade ortskänslighetsbedömningen i princip fungerar enligt motsvarande logik. Det är den påverkade miljöns särskilda känslighet, vanlighet eller särskilda okänslighet som i grund och botten avgör på vilken nivå på den stigande skalan av intensitet hos inverkan eller effekt i miljön toleranströskeln fastställs. Eftersom reglering av den karaktär som beskrivits här, dvs. föreskrifter om bebyggelse, inte på något sätt varit främmande för grannelagsrätten, är det föga förvånansvärt att den klassiska grannelagsrättens terminologi eventuellt i detta hänseende kunde påstås passa in även då det blir tal om den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Eftersom den i denna forskning utnyttjade terminologin enligt mig inte på något vis är mindre passande finns det dock ingen orsak att göra avsteg från gjorda terminologival.

3.3.2 BEARBETADE VATTENDRAG

I vattenramdirektivet (2000/60/EG) föreskrivs om förutsättningarna för att definiera en ytvattenförekomst som konstgjord⁵⁴⁸ eller kraftigt modifierad⁵⁴⁹. Till följd av en sådan definition förändras kriterierna för hur toleranströskeln skall fastställas beträffande ytvattenförekomsten i fråga. Förutsättningen för att en ytvattenförekomst skall kunna definieras som konstgjord eller kraftigt modifierad är att de förändringar i vattenförekomstens hydromorfologiska egenskaper,⁵⁵⁰ som skulle förutsättas för att toleranströskeln, fastslagen enligt god ekologisk status såsom i övrigt förutsätts av vattenramdirektivet, kunde uppnås, skulle ha en betydande negativ inverkan på miljön i stort eller viktiga och hållbara mänskliga utvecklingsverksamheter.⁵⁵¹ Vad som sist och slutligen utgör en viktig

547 Visserligen kunde man ju i princip alltid påpeka att då det inte existerar någon särskild känslighet, så har man att göra med särskild okänslighet. Detta är i princip sant, men jag finner trots allt buller i t.ex. vissa delar av en stadsmiljö som ett gott exempel på en toleranströskel som fastställts på basis av en särskild okänslighet, inte bara en känslighet där en karaktär av särskildhet saknas.

548 Enligt dir. 2000/60/EG artikel 2(8) utgörs en konstgjord vattenförekomst av "en ytvattenförekomst som skapats genom mänsklig verksamhet".

549 Enligt dir. 2000/60/EG artikel 2(9) utgörs en kraftigt modifierad vattenförekomst av "en ytvattenförekomst som till följd av fysiska förändringar genom mänsklig verksamhet på ett väsentligt sätt har ändrat karaktär".

550 Sådana omständigheter utgörs t.ex. av vattenförekomstens flödesvolym, djup eller bredd. Även beträffande ett marint vattenområde kommer morfologiska, hydrologiska eller särskilda hydrauliska förhållanden att kunna betraktas som sådana omständigheter som gör området ifråga till mindre känsligt. Se dir. 91/271/EEG bilaga 2 punkt B.

551 Se dir. 2000/60/EG artikel 4(3)(a) där det syftas till negativ inverkan på miljön i stort; sjöfart, inklusive hamnanläggningar, eller rekreation; verksamheter för vilka vatten lagras, t.ex. dricksvattenförsörjning, kraftproduktion eller bevattning; vattenreglering, skydd mot översvämning, markdränering; eller andra lika viktiga hållbara mänskliga utvecklingsverksamheter.

och hållbar mänsklig utvecklingsverksamhet är givetvis öppet för debatt. Dock är det skäl att påpeka att de erforderliga förändringarna måste ha en ”betydande” negativ inverkan.⁵⁵² Om den negativa inverkan bedöms bli på en nivå som motsvarar t.ex. mindre eller lätt inverkan kan ytvattenförekomsten i sin tur inte definieras som konstgjord eller kraftigt modifierad.

Vidare skall en kostnadseffektivitetskalkyl genomföras där det framgår att de nyttiga mål som uppnås genom de konstgjorda eller förändrade egenskaperna hos vattenförekomsten på grund av teknisk genomförbarhet eller oproportionerligt höga kostnader inte rimligen kan uppnås på ett annat sätt som skulle vara ett bättre alternativ för miljön.⁵⁵³ Vattenramdirektivet innehåller ingen desto mera djuplodande vägledning i hur en kostnadseffektivitetskalkyl skall genomföras eller ens vilka aspekter, eller kostnader, som skall beaktas, för att inte tala om hur de skall värdesättas.⁵⁵⁴

Beträffande konstgjorda eller kraftigt modifierade vattenförekomster är det skäl att lägga märke till att den referenspunkt som är relevant vid fastställandet av toleranströskeln utgörs av den påverkan på ytvattenförekomsten som härrör från vattenförekomstens konstgjorda eller kraftigt förändrade karakteristika eller de fysikaliska förhållandena som beror på vattenförekomstens konstgjorda eller kraftigt förändrade karakteristika. Detta framgår särskilt i form av kravet att relevanta värden för fastställandet av toleranströskeln i den konstgjorda eller kraftigt modifierade vattenförekomsten så långt som möjligt skall återspegla de värden som gäller för den närmast jämförbara typen av ytvattenförekomst, med beaktande av de nyss nämnda kvalifikationerna.⁵⁵⁵ Det är skäl att lägga märke till att faktumet att en ytvattenförekomst definieras som konstgjord eller kraftigt modifierad saknar betydelse beträffande förbudet om försämring av statusen i alla ytvattenförekomster, däribland även konstgjorda eller kraftigt modifierade.⁵⁵⁶ Vidare får en följd av definieringen av en ytvattenförekomst som konstgjord eller kraftigt modifierad inte vara att en fastställd skyddsnivå enligt övrig gällande gemenskapsrätt inte skulle respekteras.⁵⁵⁷

552 Beträffande det självklara problemet att tolka uttryck som ”betydande negativ inverkan” eller ”annan lika viktig verksamhet”, se t.ex. Schmalholz ”Die EU-Wasserrahmenrichtlinie” 2001, s. 77.

553 Se dir. 2000/60/EG artikel 4(3)(b). Direktivet innehåller inga närmare föreskrifter beträffande hur man skall avgöra att inget bättre alternativ är tillgängligt eller ens hur omfattande en jämförelse mellan olika alternativ skall vara. Se Schmalholz ”Die EU-Wasserrahmenrichtlinie” 2001, s. 78.

554 Se Grimeaud ”Reforming EU Water Law” 2001, s. 48–50, där man kritiserar avsaknaden av någon vägledning på gemenskapsnivå i samband med kostnadseffektivitetskalkylen i vattenramdirektivet (2000/60/EG) eftersom detta i praktiken enligt Grimeaud leder till att medlemsstater från fall till fall kunde avgöra vilka kostnader som tas i betraktande och hur de värdesätts.

555 Dir. 2000/60/EG bilaga V, tabell 1.2.5.

556 Dir. 2000/60/EG artikel 4(1)(a)(i).

557 Dir. 2000/60/EG artikel 4(9).

4 NÄR BLIR DET FÖR ÖRENT?

4.1 GÅR MAN UT I NATUREN ELLER TRÄDER MAN IN I NATUREN?⁵⁵⁸

Toleranströskeln beträffande normativ miljö kvalitet kan i teorin på sin lägsta nivå på den stigande skalan av intensiteten hos inverkan eller effekt i miljön ligga på ett plan som är lika med eller jämförbar med ett förhållande som är helt opåverkat av förhållanden som människan kunde ha kontroll över eller kunde påverka.⁵⁵⁹ När intensiteten hos inverkan eller effekten stiger inträffar oönskade följder i miljön. Genom att observera dessa följder och genom att jämföra följdernas intensitet kan man avgöra huruvida intensitetsnivån är av en sådan omfattning att en toleranströskel, som alltså fastställts genom en inrättande norm som hänvisat till just denna följd, överskridits. Det relevanta är inte i sig en viss verksamhet eller handling som är orsaken till eventuella rättsliga konsekvenser, utan den följd som verksamheten eller handlingen förorsakar eller kunde förorsaka. Detta har redan kunnat konstateras på basis av den gestaltning som utfördes i den teoretiska reflektionen över normativ miljö kvalitet och i redogörelsen över det immissionsrättsliga tänkandet.⁵⁶⁰ Det är inverkan eller effekten i den fysiska miljön som är avgörande för en eventuell rättslig reglering. För att den rättsliga regleringens intresse skall aktiveras krävs alltså en viss intensitet hos inverkan eller effekten, vanligtvis definierad som en oönskad, negativ, skadlig eller motsvarande företeelse. Detta oönskade fenomen har inom vissa rättsliga instrument döpts till förorening.⁵⁶¹ Tanken är alltså att skydda eller värna miljön mot sådana följder. I denna skyddsaspekt, där alltså ett allmänt förbud att förorena

558 Emitto: 1) utskickar, utsänder 2) släpper ut, lösgifver. Immitto: 1) skicka in i eller till, 3) låter komma in i eller till. Se t.ex. Latinsk-Svensk ordbok av A. G. G. Salvenius. Stockholm, 1873.

Detta belyser förhoppningsvis ordvalet i mellanrubriken, ifall det inte blir klart av själva texten.
559 Det är naturligtvis möjligt att dessa opåverkade förhållanden inte bedöms vara tillräckligt goda och toleranströskeln fastställs ligga på en lägre nivå, dvs. att man överskrider toleranströskeln redan till följd av ett naturligt fenomen bortom människans påverkningsmöjligheter. Toleranströskeln skulle alltså vara en abstrakt fiktion som inte kunde nås, eftersom man i detta fall inte på något sätt genom människans ingripande i naturliga fenomen i miljön kunde påverka de rådande förhållandena. Detta är alltså inte i sin helhet identiskt med en situation som inträffar då mänsklig verksamhet delvis bidrar till den i miljön rådande inverkan eller effekten, men att den slutliga orsaken eller delorsaken till att toleranströskeln överskridits är ett naturligt fenomen.

560 Se del I, kapitel 2 och 3.

561 Se t.ex. MSL 4–6 § och § 5 Abs. 1 Nr. 1 BImSchG. Där det förutsätts att verksamheter skall utövas så att negativ miljö påverkan inte förorsakas. Motsatsslutet skulle givetvis vara att verksamheter som inte ens medför risk om att förorsaka en negativ miljö påverkan kunde utövas utan en rättslig inblandning. Dock är det skäl att beakta att verksamheter kan vara ålagda skyldigheter på basis av en presumtion om risk för förorsakande av en negativ miljö påverkan t.ex. i form av tillståndsbefov på basis av typen, omfattningen och storleken av en viss verksamhet. Se t.ex. dir. 96/61/EG bilaga I, MSF 1 § samt 4. BImSchV.

miljön transformeras till en skyldighet för en verksamhetsutövare, har man även sett spår av vad som kallats för en allmän skyddsprincip.⁵⁶²

Miljörättslig reglering kunde också i princip vara mer eller mindre oberoende av en toleranströskel i detta sammanhang. Så är fallet om regleringen i huvudsak fokuserar på ett visst utsläpp av ett visst ämne utan att något egentligt samband med en fastställd toleranströskel existerar. Denna bakgrundstanke beträffande reglering har inte varit okänd inom miljöskyddsrätten eller med andra ord regleringen av utsläpp och förorening som förorsakats från punktkällor, men regleringen kan dock trots allt påstås ha haft något samband med en toleransströskel i allmänhet.⁵⁶³ I litteraturen har denna form av reglering döpts till emissionsreglering, till skillnad från immissionsreglering av vilka den sist nämnda till en avsevärt högre grad överensstämmer med den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet.⁵⁶⁴ Denna diskussion förs fortfarande beträffande definitioner på förorening och funktionen av rättsliga instrument vars syfte är att bekämpa förorening.⁵⁶⁵ Diskussionen kring, å ena sidan, emissionsreglering, och, å andra sidan, immissionsreglering är dock i det stora hela delvis irrelevant för denna forskning. Den metodologiska och teoretiska ramen som gestaltats beträffande teorin om normativ miljö kvalitet innebär att den avgörande komponenten utgörs av vad som skulle kunna benämnas ”immissionsreglering”, dvs. fastställandet av toleranströskeln genom den inrättande normkomponenten i en miljö kvalitetsnorm. Emissionsregleringen i sin tur är degraderad till den sekundära, men ändå ytterst viktiga funktionen närmast vad gäller regleringens effektivitet, dvs. uppgiften angående följdnormer och rättsmedel som i det enskilda fallet står till buds.⁵⁶⁶

För att förhindra att toleranströskeln överstigs, dvs. för att regleringen som helhet skall vara funktionsduglig och effektiv, förutsätts i praktiken att både den inrättande normen och följdnormen är i funktion. Utsläppsstandards är därmed endast en form av rättsmedel. En miljö kvalitetsnorm fastställer toleranströskeln och utsläppsstandarden bör i praktiken fastställas på basis av den enligt miljö kvalitetsnormen fastställda toleranströskeln. Ifall toleranströskeln överstigs kan

562 Se t.ex. Kloefer *Umweltrecht* 2004, s. 1259–1260 beträffande en så kallad ”Schutzpflicht” i tysk rätt.

563 Se beträffande gemenskapsrätt t.ex. dir. 76/464/EEG artikel 6, som upphävts genom dir. 2000/60/EG, enligt vilken gränsvärden för vissa ämnen i utsläpp fastställdes. Gränsvärdena för ämnen skulle fastställas t.ex. på grundval av giftighet, svårnedbrytbarhet och bioackumulerbarhet, vilket kunde tolkas som en hänvisning till en toleranspunkt.

564 Man har även utnyttjat begreppen utsläppsstandard och miljö kvalitetsnorm. Beträffande födseln av gemenskapsrätt inom miljö rätten särskilt i detta hänseende se Krämer ”Differentiation in EU Environmental Policy” 2000, s. 133–136. Se även Kloefer *Umweltrecht* 2004, t.ex. s. 1239 och 1246–1247.

565 Se Doppelhammer ”More Difficult than Finding the Way Round Chinatown? The IPPC Directive and its Implementation” 2000, s. 203–206 beträffande huruvida IPPC-direktivet har en karaktär av emissions- eller immissionsreglering.

566 Den rättspolitiska armbrytningen inom EG mellan emissions- och immissionsreglering har behandlats i korthet i t.ex. Pallemmaerts *Toxics and Transnational Law* 2003, s. 271–277.

man vara tvungen att skärpa utsläppsstandarden, och ifall toleranströskeln inte överstigs är det eventuellt möjligt att utsläppsstandarden lindras.⁵⁶⁷

Det är skäl att lägga märke till att den något sedvanliga definitionen på förorening vanligtvis begränsas till att gälla endast sådan störning som är en följd av en viss särskild orsak. Vanligtvis förutsätts det att denna orsak är ett av mänsklig verksamhet förorsakat utsläpp.⁵⁶⁸ Vad beträffar normativ miljö kvalitet, såsom begreppet utnyttjats i denna forskning, innebär en sådan definition på förorening i allmänhet endast en begränsning av adressatkretsen för de rättsmedel som är anknutna till den ifrågavarande rättsnormen där föroreningsbegreppet definierats på detta sätt. För att förhindra en kränkning av en normativ miljö kvalitet, vilket i praktiken kan vara vid handen just i och med att den följd, som beskrivs i den ifrågavarande definitionen på förorening, inträffat, är det givetvis påkallat att andra rättsmedel står till buds. Det är skäl att återigen upprepa att vad som är avgörande är att en toleranströskel blivit fastställd. Om ett snävt definierat föroreningsbegrepp innebär att man inte kan benämna en viss följd i miljön som förorening, eftersom följden inte härstammar från en viss särskild verksamhet eller handling, innebär detta inte att denna följd inte skulle kunna vara en sådan inverkan eller effekt i miljön, som blivit fastställd genom toleranströskeln. Fastställandet av en toleranströskel innebär att en viss inverkan eller effekt i miljön identifieras och kvalificeras. Frågan om att omfånget av eventuella rättsmedel kan vara begränsat allteftersom adressatkretsen för dessa rättsmedel begränsats bör däremot vid behov lösas genom en koordinering av rättsmedel, men påverkar inte i sig själva fastställandet av toleranströskeln. Endast ifall ett föroreningsbegrepp skulle sakna någon som helst hänvisning eller sammankoppling med en toleranströskel, dvs. att man inte ens haft som avsikt att med t.ex. en utsläppsstandard påverka kvaliteten i miljön, skulle den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet inte finna stöd i en sådan reglering.

4.2 FÖRORENINGSKÄLLANS KARAKTÄR

4.2.1 OM ÄMNEN OCH INDIVIDUELLA UTSLÄPP

Som en utgångspunkt är det möjligt att konstatera att en definition av förorening innehåller i enlighet med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet den

⁵⁶⁷ En utsläppsstandard som inte vore förenlig med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, dvs. som inte på något sätt skulle vara sammanbunden med en fastställd toleranströskel, borde följas trots att ingen inverkan eller effekt i miljön skulle uppstå av utsläppet ens i teorin. Se även Clinch – Kerins ”Assessing the Efficiency of Integrated Pollution Control” 2002, s. 280–282, beträffande behovet av en fastställd toleranströskel ur ett kostnadseffektivitetsperspektiv. Visserligen innebär gränsöverskridande föroreningar i allmänhet att det i praktiken skulle vara mycket svårt att konstruera ett system där denna flexibilitet kunde uppnås, eftersom ett långtgående samarbete stater emellan skulle förutsättas.

⁵⁶⁸ Se t.ex. dir. 2000/60/EG artikel 2(33) och dir. 96/61/EG artikel 2(2). Så även MSL 3.1 §. Se också HFD 2005:27.

nödvändiga komponenten om en inverkan eller effekt i den fysiska miljön. Denna inverkan eller effekt utgörs av de oönskade eller skadliga effekterna av ett utsläpp, som utgör den avgörande faktorn beträffande den rättsliga behandlingen av förorening. En intressant fråga i denna kontext är huruvida det avses att den skadliga effekten eller följden skall följa av det individuella utsläppet av ämnet eller av själva ämnet som sådant. Med andra ord, är det tillräckligt att ett visst ämne kan ha oönskade eller skadliga effekter även om ett individuellt utsläpp av ämnet eventuellt i sig inte skulle ha sådana oönskade eller skadliga effekter? Eller, förutsätts det att det enskilda utsläppet av ämnet kan ha den oönskade eller skadliga effekten? Utgör ett utsläpp av ett ämne, i princip oberoende av det individuella utsläppets omfång, förorening om ämnet ifråga vid en tillräckligt hög koncentration kunde ha oönskade eller skadliga effekter? Vad som i viss mån försvårar möjligheten att ge ett svar på frågan är att man i de svenska språkversionerna i vissa gemenskapsrättsliga rättsakter använder begreppet förorening både då man avser orsaken till förorening i snäv bemärkelse (pollutant, Schadstoff, pollutant) och förorening som ett fenomen (pollution, Umweltverschmutzung, pollution).

Definitionen på förorening (pollutant) enligt lufttramdirektivet (96/62/EG) föreskriver att varje ämne som kan ha skadliga effekter på människors hälsa eller på miljön i dess helhet uppfyller definitionen på förorening ifall det är människan som direkt eller indirekt tillfört ämnet till luften.⁵⁶⁹ Här är det ämnet i sig och dess karakteristiska egenskaper, dvs. dess kapacitet att förorsaka en oönskad eller skadlig effekt, som är avgörande, inte det enskilda utsläppets omfång eller förmåga att faktiskt förorsaka den skadliga effekten. Detta innebär dock inte att toleransströskeln skulle ligga vid en nivå jämförbar med nolltolerans beträffande den enskilda föroreningen eller i detta fall det enskilda ämnet. Det existerar fortfarande en tröskel för hurdan koncentrationen av föroreningen i luften skall vara för att eventuella rättsmedel skall kunna bli aktuella, den fastställda toleransströskeln styr fortfarande den rättsliga behandlingen av den relevanta inverkan eller effekten, dvs. i detta fall föroreningen. Trots detta är det av avsevärd principiell och funktionell betydelse beträffande följdnormen att redan ett ämne i sig är en förorening, eftersom följdnormen i detta fall i princip kan riktas mot vilket utsläpp som helst av ett visst ämne, oberoende av utsläppets omfång. Att angripa utsläpp av ämnen som kan förorsaka förorening från mer eller mindre diffusa utsläppskällor är i princip möjligt eftersom det redan på basis av definitionen på förorening är ett utsläpp av ett ämne som avgör, inte det enskilda utsläppets enskilda verkan.⁵⁷⁰

569 Dir. 96/62/EG artikel 2(2). Definitionerna i bl.a. dir. 1999/30/EG artikel 2(2) och dir. 2002/3/EG artikel 2(2) är identiska, medan det i dir. 2000/69/EG och 2004/107/EG hänvisas till definitionen i dir. 96/62/EG.

570 En skarpsynt läsare lägger givetvis märke till en möjlig diskrepans i och med att inverkan och effekten i den fysiska miljön inte skulle spela någon roll, eftersom ett utsläpp oberoende av dess effekt eller inverkan skulle kunna angripas med stöd av en följdnorm. Påpekandet är i sig väl ställt men saknar sist och slutligen grund. Faktum är att följdnormen även i detta fall styrs av den fastställda toleransströskeln som anger en viss nivå hos koncentrationen av ett ämne i luften. Om

I IPPC-direktivet (96/61/EG) hänvisas i definitionen på förorening (pollution) till direkt eller indirekt överföring av ämnen, vibrationer, värme eller buller till luft, vatten eller mark, vilket utgör förorening ifall överföringen skett genom mänsklig verksamhet och den kan ha vissa skadliga effekter.⁵⁷¹ Här tycks hänvisningen vara till själva överföringen som skall kunna ha den oönskade eller skadliga effekten för att det skall vara fråga om förorening enligt IPPC-direktivet. Det enskilda ämnet och dess karakteristika skulle alltså endast spela en sekundär roll, medan den enskilda överföringens, eller med andra ord det enskilda utsläppets, karaktär skulle avgöra huruvida det vore fråga om förorening eller inte.⁵⁷² Visserligen är det möjligt att definitionen på förorening i IPPC-direktivet påverkas av faktumet att direktivets tillämpningsområde är begränsat till vissa verksamheter.⁵⁷³ Därmed är behovet på en definition på förorening redan från början begränsat i den meningen att definitionen endast är av betydelse beträffande vissa särskilda verksamheter, utan ett behov att kunna tillämpas även på andra källor eller förorsakare av förorening. Trots detta kan definitionen på förorening inte i sin helhet förbises, även om skillnaden kunde förklaras med IPPC-direktivets begränsade tillämpningsområde och därmed som en begränsning av räckvidden hos till buds stående rättsmedel som följer av IPPC-direktivet.

I vattenramdirektivet har däremot både begreppen förorenande ämne (pollutant) och förorening (pollution) definierats.⁵⁷⁴ Ett förorenande ämnen är helt enkelt varje ämne som kan orsaka förorening.⁵⁷⁵ Definitionen på förorening är även intressant eftersom den leder till en fråga beträffande sannolikheten att

toleranströskeln inte överskrids kan inte heller någon följdnorm aktiveras i syfte att angripa ett utsläpp av ett visst ämne. Däremot, ifall toleranströskeln överstigs men den excessiva inverkan eller effekten inte beror på ett individuellt utsläpp av ämnet ifråga, kan följdnormen trots detta angripa det individuella utsläppet eftersom redan utsläppet av ämnet uppfyller definitionen på förorening. Med andra ord innebär detta inget avsteg från den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet.

571 Dir. 96/61/EG artikel 2(2). De skadliga effekterna har räknats upp i artikeln och definitionen på förorening uppfylls ifall överföringen ”kan skada människors hälsa eller kvaliteten på miljön, medföra försämring av materiell egendom, medföra försämring av eller hindra möjligheterna att dra nytta av de fördelar naturen erbjuder eller annan legitim användning av miljön.”

572 Det är även skäl att hänvisa till dir. 96/61/EG bilaga III där en riktgivande förteckning över de viktigaste förorenande ämnena som obligatoriskt skall beaktas om de är relevanta för fastställandet av gränsvärden för utsläpp. Dock är det skäl att påpeka att man med uttrycket ”relevanta” inte nödvändigtvis syftar till själva följden av det enskilda utsläppet av ämnet utan till faktumet att verksamheten i verkligheten förorsakar utsläpp av ämnet.

573 Dir. 96/61/EG artikel 1 och bilaga I. I bilaga I ingår en förteckning över de verksamheter som omfattas av direktivets tillämpningsområde. Dessa verksamheter utgörs bl.a. av industrier inom energisektorn, produktion och omvandling av metaller, mineralindustri, kemisk industri, avfallshantering, industriella anläggningar för framställning av papper och papp, slakterier samt anläggningar för djurhållning av fjäderfä eller svin. Beträffande vissa av dessa verksamheter ingår även ett tröskelvärde vad gäller hur omfattande verksamheten skall vara för att direktivet skall bli tillämpligt.

574 Dir. 2000/60/EG artikel 2(31) beträffande förorenande ämnen och artikel 2(33) beträffande förorening.

575 I dir. 2000/60/EG artikel 2(31) hänvisas visserligen till ämnen som förtecknats i direktivets bilaga VIII men bilagan är inte uttömmande.

förorsaka den avsedda oönskade eller skadliga följden. I definitionen hänvisas till ämnen eller värme som *kan* ha den oönskade eller skadliga följden.⁵⁷⁶ Samtidigt föreskrivs det i definitionen på förorening att tillförseln av ämnet eller värmen kan vara direkt eller indirekt men att den skall ske till luft, vatten eller mark och den skall vara en följd av mänsklig verksamhet. Ytterligare föreskrivs det att denna tillförsel skall medföra skada på materiell egendom eller försämra eller hindra möjligheterna att utnyttja de fördelar naturen erbjuder eller annan legitim användning av miljön.⁵⁷⁷ Här existerar ingen explicit hänvisning till någon sannolikhetsbedömning utan det tycks förutsättas att den nämnda följden faktiskt skall äga rum. Frågan är nu närmast om det förutsätts att den sist nämnda oönskade följden bevisligen skall följa för att definitionen på förorening enligt vattenramdirektivet skall vara uppfylld. Är alla de uppräknade följderna med andra ord förutsatta för att definitionen på förorening enligt vattenramdirektivet skall uppfyllas?

Det är enligt mig ingen tvekan om att svaret är nekande. Definitionen bör läsas som en förteckning över tre olika typer av följder av direkt eller indirekt tillförsel av ämnen eller värme till luft, vatten eller mark vilka alla redan skilt för sig uppfyller definitionen på förorening enligt vattenramdirektivet. Därmed utgör, för det första, en möjlighet att tillförseln av ämnen eller värme skadar människors hälsa eller kvaliteten på akvatiska ekosystem eller kvaliteten på terrestra ekosystem som är direkt beroende av akvatiska ekosystem, förorening enligt vattenramdirektivet. För det andra, uppfylls definitionen ifall materiell egendom skadas av tillförseln av ämnen eller värme. För det tredje, ifall tillförseln av ämnen eller värme försämrar eller hindrar möjligheterna att utnyttja de fördelar naturen erbjuder eller annan legitim användning av miljön, så är förorening enligt definitionen vid handen.⁵⁷⁸ Det är dock skäl att påpeka att den först nämnda följden som sådan i princip är så pass omfattande att de två andra i viss mån kunde påstås utgöra mer eller mindre kosmetiska tillägg. Visserligen beror mycket på hur begreppet skada tolkas och förstås, men, i princip innebär ett intrång i kvaliteten hos akvatiska ekosystem eller kvaliteten hos terrestra ekosystem som är direkt beroende av akvatiska ekosystem redan att definitionen på förorening enligt vattenramdirektivet är uppfylld. Ytterligare är det skäl att lägga märke till att detta intrång inte faktiskt behöver inträffa, utan det är tillräckligt att intrånget kan inträffa. Betydelsen av den andra och den tredje följden kommer närmast att bli synlig i sådana fall där följderna har långtgående konsekvenser, dvs. följder inträffar utanför ett akvatiskt eller ett av ett akvatiskt direkt beroende landeko-

576 I dir. 2000/60/EG artikel 2(33) hänvisas till "ämnen eller värme, som kan skada människors hälsa eller kvaliteten på akvatiska ekosystem eller på terrestra ekosystem som är direkt beroende av akvatiska ekosystem".

577 Dir. 2000/60/EG artikel 2(33).

578 Denna tydliga fördelning i tre olika och självständiga följder som alla var och en för sig innebär att en förorening är vid handen framgår särskilt bra ur t.ex. den tyska och finska språkversionen av dir. 2000/60/EG artikel 2(33).

system. Denna tolkning stöds av faktumet att sådana långtgående konsekvenser faktiskt skall inträffa. Det är med andra ord inte tillräckligt att det endast finns en viss sannolikhet för att följderna skall äga rum.

Det kan sammanfattningsvis konstateras att förorening i allmänhet definieras så att en klar sammankoppling till mänskliga aktiviteter bibehålls. Den oönskade eller skadliga följden skall vara en följd av mänskligt agerande. I detta hänseende är det intressant att lägga märke till att hänvisningen eller sammankopplingen till föroreningens mänskliga ursprung slopats i ett förslag till direktiv om luftkvalitet och renare luft i Europa (KOM(2005) 447). Förorening definieras som ett "ämne i luften som kan ha skadliga effekter på människors hälsa eller på miljön som helhet".⁵⁷⁹ Visserligen är det skäl att understryka att den svenskspråkiga termen "förorening" enligt övriga språkversioner bör tolkas som en hänvisning till det förorenande ämnet (pollutant, pollutant, Schadstoff). Men då direktivförslaget i övrigt inte innehåller en klar sammankoppling till att föroreningen skall härstamma från mänsklig aktivitet, är definitionen dock intressant.⁵⁸⁰ Vid skrivande stund (2007) är utgången av lagstiftningsprocessen beträffande direktivförslaget oklar och en ytterligare spekulering beträffande betydelsen av att hänvisningen till mänskligt ursprung slopats är därmed inte påkallad.

4.2.2 BETYDELSEN AV FÖRORENINGSKÄLLANS DIFFUSA KARAKTÄR FÖR DEN INRÄTTANDE NORMEN

Föroreningsbegreppet innefattar även en störning av funktioner i den attackerade miljön som på sätt eller annat värdesatts.⁵⁸¹ För att kunna få ett grepp om den betydelse som föroreningskällan spelar beträffande fastställandet av toleransgränser genom den inrättande normen är det skäl att koncentrera sig på ett visst fenomen, som särskilt väl åskådliggör detta faktum, nämligen eutrofiering eller övergödning. Eutrofiering leder till en ökad tillväxt av alger och annan växtlighet i vattenförekomster. Eutrofiering kan givetvis även inträffa på grund av så att säga naturliga orsaker utan någon påverkan av människan. Beträffande den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet och i hänseende till behandlingen här, är dock särskilt sådana situationer av intresse där eutrofiering inträffar till följd av handlingar eller förhållanden som på sätt eller annat står under människans kontroll.

⁵⁷⁹ KOM(2005) 447 slutlig, artikel 2(2).

⁵⁸⁰ Givetvis har man vid beredningen av direktivet beaktat att naturliga fenomen inte kan styras av människan i någon avsevärd grad. Se KOM(2005) 447 slutlig punkt 14 i ingressen där det konstateras att "[u]tsläppen av luftföroreningar från naturliga källor kan mätas men går inte att begränsa. Vid bedömning av om luftkvalitetsgränsvärdena klaras bör man därför bortse från det naturliga bidraget om detta kan fastställas med tillräcklig säkerhet."

⁵⁸¹ Se t.ex. dir. 96/61/EG artikel 2(2), dir. 2000/60/EG artikel 2(33) eller MSL 3.1,1 §.

För att en ytvattenförekomst enligt vattenramdirektivet (2000/60/EG) skall kunna klassificeras vara av god ekologisk status, vilket är en förutsättning för att toleranströskeln skall respekteras,⁵⁸² får förändringarna i artsammansättningen och förekomsten av alger eller andra motsvarande organismer⁵⁸³ endast vara av ringa grad, och dessa förändringar får inte tyda på en accelererande tillväxt av bl.a. alger eller högre former av växtliv som förorsakar oönskade störningar av en ytvattenförekomsts organismbalans eller av vattnets eller sedimentets fysikalisk-kemiska kvalitet. Likaså får endast en lätt ökning av frekvensen för och intensiteten av den typspecifika⁵⁸⁴ planktonblomningen inträffa.⁵⁸⁵ Inverkan eller effekt som är av en högre intensitetsnivå överskrider toleranströskeln, emedan ytvattenförekomsten inte uppfyller kravet på god ekologisk status.

Det är skäl att lägga märke till att man med eutrofiering enligt nitratdirektivet (91/676/EEG) avser en oönskad störning av både balansen mellan organismer i vattnet och vattenkvaliteten. Störningen skall förorsakas av en ökad tillväxt av alger och högre former av växtlighet. Den särskilt viktiga punkten i definitionen är att den ökade tillväxten i sin tur skall förorsakas av berikning av vatten genom tillförsel av kväveföreningar.⁵⁸⁶ Direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (91/271/EEG) innehåller även en definition på eutrofiering som liknar den som går att finna i nitratdirektivet men som kunde tolkas vara mera omfattande till sitt innehåll. Detta följer av hur direktiv 91/271/EEG förhåller sig till själva orsaken till konsekvensen, eftersom den oönskade konsekvensen i sig gällande störningen av balansen mellan organismer i vattnet och vattenkvaliteten är beskriven på samma sätt som i nitratdirektivet.⁵⁸⁷ Skillnaden ligger främst i att definitionen på eutrofiering i direktiv 91/271/EEG inte begränsats

582 Dir. 2000/60/EG artikel 2(18).

583 Fytoplankton, makrofyter, fytobentos, makroalger och gömfröiga växter.

584 Med ett typspecifikt förhållande eller samhälle avses sådana värden hos en ytvattenförekomsts kvalitetsfaktorer som avspeglar ett sakläge som skulle vara rådande vid opåverkade förhållanden. Se dir. 2000/60/EG bilaga V tabell 1.2.

585 Dir. 2000/60/EG bilaga V tabell 1.2.1, 1.2.2, 1.2.3 och 1.2.4.

586 Dir. 91/676/EEG artikel 2(i). Olika språkversioner ger olika svar beträffande om endast en störning i vattenkvaliteten är ett tillräckligt element att uppfylla definitionen på eutrofiering eller om det förutsätts att vattenkvaliteten också skall försämrats. Den tyska språkversionen ("und damit zu einer unerwünschten Beeinträchtigung des biologischen Gleichgewichts und der Qualität des betroffenen Gewässers führt") talar för den första tolkningsvarianten som även till skillnad från den svenska språkversionen antagits av författaren. Den engelska språkversionen ("to produce an undesirable disturbance to the balance of organisms present in the water and to the quality of the water concerned") har ett motsvarande innehåll. Så är fallet även beträffande den spanska språkversionen även om den i stället för oönskade störningar talar om negativa störningar (trastornos negativos). Jämför dock med uttrycket i den franska versionen ("qui perturbe l'équilibre des organismes présents dans l'eau et entraîne une dégradation de la qualité de l'eau en question").

587 Motsvarande språkliga varianter som gick att finna beträffande dir. 91/676/EEG artikel 2(i) går även att finna vad gäller betydelsen av en störning av balansen mellan organismer i vattnet och vattenkvaliteten för definitionen på eutrofiering i dir. 91/271/EEG artikel 2(11). Det kan dock konstateras att den spanska språkversionen i dir. 91/271/EEG innehåller uttrycket oönskade störningar (trastornos no deseados).

till enbart störningar förorsakade av kväveföreningar utan omfattar i princip störningar i balansen mellan organismer i vatten eller vattenkvaliteten som förorsakats av en ökning av halten av näringsämnen i allmänhet i vatten, så även om kväve- och fosforföreningar uttryckligen nämns.⁵⁸⁸

En miljöns särskilda känslighet kan vara beroende av flera faktorer. Beträffande vattenförekomster är risken för eutrofiering eller känsligheten för näringsämnen ett kriterium som kan utnyttjas för att fastställa känsligheten (eller varför inte alternativt okänsligheten) hos vattenförekomsten. Så länge som en vattenförekomst inte är eutrofierad men det finns en faktisk risk för att så kunde ske inom en nära framtid om inte förebyggande åtgärder vidtogs, så utgör detta en indikation över ortskänsligheten som bör beaktas vid fastställandet av toleransströskeln. Om avsikten faktiskt är att förhindra eutrofiering är det viktigt att inse funktionen av toleransströskeln i detta förebyggande syfte. Detta är även i samklang med recipientprincipen, då vattenförekomstens naturliga förmåga att motta näringsämnen nått sin kulmen och ytterligare eller redan en uppehållen tillförsel av näringsämnen skulle innebära att toleransströskeln överstigs, dvs. att vattenförekomsten utsätts för eutrofiering. En risk för att toleransströskeln kunde överskridas är ett tillräckligt indicium för att en kränkning av normativ miljö kvalitet är vid handen.⁵⁸⁹ Då en vattenförekomst redan är eutrofierad är det kanske inte längre på sin plats att tala om vattenförekomstens särskilda känslighet i den meningen att denna särskilda känslighet skulle vara ett kriterium för att fastställa toleransströskeln. Redan inträffad eutrofiering innebär ju att toleransströskeln i allmänhet redan överskridits och det närmast blir en fråga om det finns en skyldighet att vidta åtgärder för att förbättra kvaliteten hos vattenförekomsten, dvs. minska på intensiteten hos inverkan eller effekter så att vattenförekomsten inte längre skulle vara eutrofierad. Då kan det naturligtvis bli aktuellt att den särskilda känsligheten, dvs. faktumet att vattenförekomsten redan är eutrofierad och inte så att säga tål ytterligare tillförsel eller ökning av näringsämnen i vattnet, nog beaktas genom att verksamheter som bidrar till eutrofieringen utsätts för strängare krav.

Det är intressant att lägga märke till att särskild känslighet beträffande näringsämnen hos ett område enligt definitionen i vattenramdirektivet (2000/60/EG) inte enbart begränsas till områden som fastställts som sårbara enligt nitratdirektivet (91/676/EEG) eller direktivet 91/271/EEG.⁵⁹⁰ Vidare innehåller vattenramdirektivet ingen explicit föreskrift om att någon särskild procedur om fastställande av känsligheten för näringsämnen borde existera. Det är nämligen

⁵⁸⁸ Dir. 91/271/EEG artikel 2(11).

⁵⁸⁹ Se dir. 91/271/EEG bilaga 2 punkt (A)(a) som förutsätter att naturliga sötvattensjöar, andra sötvattensamlingar, flodmynnningar och kustvatten som kan bli eutrofierade inom en nära framtid om inte förebyggande åtgärder vidtas måste betecknas som en känslig vattenmassa.

⁵⁹⁰ Se dir. 2000/60/EG bilaga IV punkt 1(iv) som inte är uttömmande och som endast gör klart att sårbara områden som fastställts enligt direktiven 91/676/EEG eller 91/271/EEG definitivt bör inkluderas i områden som är känsliga för näringsämnen.

endast beträffande områden som fastställs som sårbara enligt nitratdirektivet eller områden som fastställts som känsliga områden enligt direktiv 91/271/EEG som man bör följa föreskrifterna beträffande fastställandet som går att finna i respektive direktiv. Vilka områden i övrigt som kunde utgöra sådana som är särskilt känsliga för näringsämnen går knappast att besvara i förväg på ett uttömmande sätt, utan måste avgöras från fall till fall. Vad som dock är viktigt att inse är att sådana områden kan existera och att faktumet att de utgör skyddade områden enligt vattenramdirektivet på basis av sin känslighet för näringsämnen följer direkt av vattenramdirektivet samt att denna status inte är beroende av något utomstående förfarande för statusens fastställande.

En ytterligare fråga kan givetvis ställas beträffande vad som avses med vattenkvalitet i kontexten av eutrofiering. Det förutsatta kravet på att även vattenkvaliteten skall störas bör nämligen inte tolkas snävt. Särskilt eftersom vattenkvalitet inte definierats så att endast någon form av numeriskt mätbar förändring skulle utgöra en störning i vattenkvaliteten, eller så att kvaliteten endast skulle syfta till vatten som materia eller vattnets användningsändamål i det enskilda fallet. Med en störning torde helt enkelt avses att kvaliteten av vattnet, dvs. vilken egenskap som helst hos vattnet i allmänhet, påverkats på sätt eller annat. En sådan påverkan eller följd är redan vid handen då balansen mellan organismer i vattnet störs, eftersom denna balans mellan organismer redan torde utgöra en egenskap av vattnets kvalitet. Beträffande den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet är det skäl att konstatera att en inverkan eller effekt i en vattenförekomst är excessiv, dvs. den överstiger toleranströskeln, ifall följden i vattenmiljön blir, eller riskerar att bli, att en störning av balansen mellan organismer i vattnet och vattenkvaliteten äger rum.

Det är här skäl att rikta en blick på den begränsade definitionen på eutrofiering som ingår i nitratdirektivet och dess betydelse. Definitionen har begränsats till berikning av vatten som skett genom tillförsel av kväveföreningar.⁵⁹¹ Denna definition kan inte tillmätas en avgörande betydelse beträffande eutrofiering i allmänhet som en möjlig nivå eller referenspunkt på en inverkans eller effekts intensitet som stakar ut och fastställer toleranströskeln läge. För det första, kan den begränsade definitionen anses bero på nitratdirektivets begränsade syfte, vilket är att minska eller förhindra ytterligare vattenförorening som orsakas eller framkallas av nitrater (dvs. salter av nitratjonen NO_3^-).⁵⁹² För det andra, är det i praktiken absurt att eutrofiering endast skulle avse berikning som skett genom tillförsel av kväveföreningar i vattnet. Ett vattendrag skulle därmed kunna vara hur berikat som helst genom tillförsel av näringsämnen i vattnet, men ifall denna

591 Med kväveföreningar avses alla kvävehaltiga ämnen, utom molekylärt kväve i gasform. Se dir. 91/676/EEG artikel 2(c). Se Junnila "Nitratdirektiivin täytäntöönpano Suomessa" 1997, s. 248–249, som påpekar att bl.a. följder som förorsakats av tillförsel av fosfor eller rester av bekämpningsmedel som härstammar från lantbruk inte omfattas av nitratdirektivets tillämpningsområde.

592 Dir. 91/676/EEG artikel 1.

berikning inte skulle ha skett genom tillförsel av kväveföreningar så har alltså endast ingen eutrofiering enligt nitratdirektivet ägt rum. För det tredje, måste man här även beakta vattenramdirektivets föreskrifter. Ett kvalitetsmål eller en kvalitetsnorm som upprättats i enlighet med gemenskapslagstiftning kan, ifall tillämpningen av målet eller normen leder till att strängare utsläppsreglering borde fastställas, så att säga köra över nitratdirektivets föreskrifter.⁵⁹³ Vidare bör det konstateras att registreringsskyldigheten av skyddade områden enligt vattenramdirektivets artikel 6(2) omfattar områden som är känsliga för näringsämnen i allmänhet, utan att någon begränsning till t.ex. enbart kväveföreningar görs.⁵⁹⁴ Detta innebär att betraktat som en större helhet är det självklart att eutrofieringsbegreppet inte kan begränsas till sådan eutrofiering som enbart förorsakats av kväveföreningar.

Hänvisningen till kväveföreningar beträffande definitionen i nitratdirektivet har i det stora hela endast relevans beträffande eventuella åtgärder som vidtas i enlighet med nitratdirektivets föreskrifter. Dessa är begränsade till åtgärder som har som syfte att minska vattenförorening eller att förhindra ytterligare vattenförorening, men endast om denna förorening förorsakas eller framkallas av nitrater (eller kväveföreningar) som härrör från jordbruket. Definitionen bör med beaktande av det ovan sagda läsas och tolkas så att den inte i sig begränsas av det faktum beträffande vilka näringsämnen som förorsakat eutrofieringen. Därmed skulle ett vattenområde vara förorenat även enligt definitionen i nitratdirektivet trots att föroreningen inte förorsakats av kväveföreningar. Däremot kan nitratdirektivets rättsmedel endast tillämpas enligt den inskränkta definitionen och därmed kommer adressatkretsen för eventuella rättsmedel enligt nitratdirektivet att vara begränsad. Enligt nitratdirektivet kan man inte fastställa t.ex. begränsningar beträffande andra näringsämnen än kväveföreningar.

4.3 OM FÖLJDEN ÄR KOMPLEX OCH SVÅRFÖRSTÅELIG?

Oönskade eller skadliga konsekvenser i miljön utgör en inverkan eller effekt i miljön, som genom sin natur, ihållighet, intensitet eller omfattning är, eller, med beaktande av ett riskelement, kunde vara skadliga för t.ex. människors hälsa eller miljön i övrigt.⁵⁹⁵ En förorening kan t.ex. definieras som ett utsläpp (t.ex. buller,

⁵⁹³ Se dir. 2000/60/EG artikel 10(2) punkt c och artikel 10(3) och Hollo "Yhteisön vesipolitiikan puitteiden mukaisesti ja Suomen oikeusjärjestelmä" 2001, s. 47, som påpekar att dir. 2000/60/EG artikel 10 inte är begränsad endast till sådana fall som förutsätter förhandskontroll, t.ex. tillstånd eller anmälan. Detta innebär att även sådana verksamheter som ligger utanför denna förhandskontroll vid behov åläggs erforderliga restriktioner.

⁵⁹⁴ Dir. 2000/60/EG bilaga IV punkt 1 underpunkt iv.

⁵⁹⁵ Visserligen skulle det vara tillräckligt att hänvisa till skadliga konsekvenser i den fysiska miljön eftersom människan är en del av den och skador i människornas hälsa skulle omfattas av begreppet skadliga konsekvenser i den fysiska miljön. Skadliga konsekvenserna för människornas hälsa brukar dock vanligtvis nämnas skilt i rättsliga föreskrifter.

strålning, värme, lukt eller ljus) som har en inverkan eller effekt som riktar sig till människor, djur- eller växtliv, jordmån, vatten, atmosfären, kulturmiljön (dvs. närmast den bebyggda miljön som t.ex. byggnader eller monument) eller annan liknande inverkan eller effekt.⁵⁹⁶ Hur komplex eller svårförståelig får denna händelseförloppskedja vara för att det fortfarande skall vara fråga om en förorening? Här stöter man på en i praktiken intressant fråga som på sitt sätt konkretiseras i frågan om utsläpp av växthusgaser och den därpå följande växthuseffekten med dess konsekvenser kan anses utgöra en förorening i den bemärkelsen som begreppet förorening förstås inom det delgebit som kunde döpas till miljö-skydds rätt. Problematiken tangerar även i viss mån den nyss behandlade frågan om förorening som härstammar från diffusa källor. Den relevanta preliminära hypotesen i detta hänseende är med andra ord, att ett utsläpp av ett ämne, dvs. en växthusgas, in i atmosfären,⁵⁹⁷ som har en inverkan eller effekt i atmosfären som i sin tur förorsakar, eller kunde förorsaka, olägenhet eller har, eller kunde ha, skadliga konsekvenser för människors hälsa eller miljön, uppfyller de krav som ställs i enlighet med en juridisk definition av förorening. Det kan alltså åtminstone preliminärt påstås att utsläpp av växthusgaser och de därpå följande skadliga konsekvenserna skulle utgöra en förorening. Den grundläggande tanken i det immissionsrättsliga tänkandet är som bekant att det är inverkan eller effekten i den påverkade miljön som spelar den avgörande rollen då man bedömer huruvida en excessiv immission ägt rum. Hur inverkan eller effekten uppstått har endast en sekundär betydelse, må det vara fråga om ett i princip hur komplext förhållande som helst.⁵⁹⁸ För att testa huruvida det immissionsrättsliga tänkandet har verklig genomslagskraft är det i högsta grad intressant att begrunda huruvida den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet kan anses ha genomsyrat den rättsliga regleringen av utsläpp av ämnen eller dylikt, närmast dock från punktkällor, som förorsakar en inverkan eller effekt i atmosfären, som i sin tur får till stånd en inverkan eller effekt i den miljö som i högre grad står i en växelverkan med människan.

Det är till en början skäl att begrunda, å ena sidan, fundamentet för en definition på förorening och dess jämförbarhet med förutsättningar som ställs av den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet och, å andra sidan, hur klimatförändring passar in i denna helhet. En, i detta sammanhang, relevant definition på förorening kan i princip spjälkas upp i tre delkomponenter.⁵⁹⁹ För det första,

596 Se t.ex. definitionen på förorening i dir. 96/61/EG artikel 2(2) och MSL 3.1 §. Motsvarande form av begreppskedja ("Begriffskette") utnyttjas även i § 3 Abs. 1 BImSchG, se närmare Kloepfer *Umweltrecht* 2004, s. 1239.

597 Uttrycket "in i atmosfären" är kanske inte helt lyckat, men används trots allt då några missförstånd knappast kunde äga rum.

598 För att undvika missförstånd är det skäl att återigen upprepa och understryka att det immissionsrättsliga tänkandet såsom det presenterats och behandlats inom ramen för denna forskning inte heller förutsätter att inverkan eller effekten i sig ens skulle vara följden av någon verksamhet eller handling som bedrivs av människan.

599 Beträffande klimatförändring och utsläpp av växthusgaser från punktkällor är närmast dir. 96/61/EG relevant. Förorening har, som bekant, definierats i dir. 96/61/EG artikel 2(2) som "direkt

skall ett utsläpp äga rum. Detta kriterium är relativt enkelt och torde inte vålla större tolkningssvårigheter. Ett utsläpp kan bestå av t.ex. ett ämne, energi, strålning, värme, ljus eller buller som släpps ut.⁶⁰⁰ Därtill förutsätts ytterligare att utsläppet av ämnet förorsakas genom mänsklig verksamhet, åtminstone i en sådan grad att människan kunde ha kontroll över utsläppets källa. För det andra, skall utsläppet av ämnet ha en inverkan eller effekt. Här kommer man in på en mera komplicerad fråga. Med inverkan eller effekt avses här ännu ingen värdering över inverkan eller effektens skadlighet, oönskvärdhet eller övriga karaktär. Det är endast fråga om att utsläppet av ämnet får till stånd, eller åtminstone på något sätt bidrar till, en viss inverkan eller effekt som inte skulle existera eller åtminstone inte skulle existera i den omfattningen om inte utsläppet hade ägt rum. En inverkan eller effekt äger rum då ett förhållande eller en funktion förändras hos en recipient som påverkas av ämnet. Denna följd utgör givetvis ett faktum som är oberoende av hur komplicerat själva händelseförloppet är.⁶⁰¹ Det är som bekant naturvetenskapernas uppgift att vid mån av möjlighet besvara frågor gällande komplicerade orsakssammanhang, mekanismer eller funktioner. Så är fallet även om försiktighetsprincipen förespråkar att åtgärder vidtas redan innan orsakssammanhangen, mekanismerna eller funktionerna kan förklaras eller förstås i deras helhet. För det tredje, skall den inverkan eller effekt som åstadkoms vara av en sådan intensitet att en fastställd toleranströskel överstigs, eller att det finns en risk för att en fastställd toleranströskel överstigs. I detta skede kommer man in på frågan om vilken intensitet inverkan eller effekten kan ha för att den fortfarande skall kunna tolereras, dvs. frågan om toleranströskelns läge på den stigande skalan av ökad intensitet hos inverkan eller effekten.

Det är skäl att återigen upprepa att den teoretiska utgångspunkten inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet är att det relevanta för att avgöra den rättsliga behandlingen av en viss omständighet i den fysiska miljön utgörs av en inverkan eller effekt i den fysiska miljön, i princip oberoende av hur denna

eller indirekt överföring genom mänsklig verksamhet av ämnen, vibrationer, värme eller buller till luft, vatten eller mark, som kan skada människors hälsa eller kvaliteten på miljön, medföra försämring av materiell egendom, medföra försämring av eller hindra möjligheterna att dra nytta av de fördelar naturen erbjuder eller annan legitim användning av miljön.” En skarpsynt läsare upptäcker att det endast finns två komponenter som explicit nämnts i definitionen. Detta är i och för sig en helt korrekt iakttagelse. Detta beror på att den andra och den tredje komponenten kunde anses sammansmälta i varandra. För att förtydliga argumentationen i detta sammanhang har dock en skillnad gjorts hos den inverkan eller effekt som endast avser en förändring i något element eller någon funktion och den inverkan eller effekt med vilken man avser den mera kännbara konsekvensen av denna förändring.

600 I fortsättningen kommer det dock för enkelhetens skull i detta sammanhang endast att vara tal om ett ämne.

601 Denna relativt enkla grundpremiss kan i praktiken fördunklas genom ett ur ett miljöperspektiv oändamålsenligt uppbyggt system med följdnormer. Se t.ex. HFD 1991 A 84, där utsläpp av kvicksilver i luften inte kunde begränsas inom det ifrågavarande vattenrättsliga förfarandet, trots att det fanns en stark förmodan om att kvicksilverutsläppen till en avsevärd grad till sist hamnar i ett vattendrag.

inverkan eller effekt uppstått. Med repetitionen av detta faktum är det skäl att återgå till frågan om förorening och klimatförändring. Klimatförändring i all sin komplexitet kunde sammanfattas som ett utsläpp av växthusgaser som i ökade koncentrationer i atmosfären bidrar till att öka den i sig naturliga växthuseffekten vilket leder till en förändring i klimatet vilket i sin tur har skadliga följder på miljön, dess funktioner, människor etc.. Det är inte allt för svårt att upptäcka att de tre delkomponenterna eller stadierna som förutsattes enligt definitionen på förorening är alla närvarande, för det första, utsläppet av ett ämne, för det andra, inverkan eller effekten i form av en förändring, samt, för det tredje, inverkan eller effekten i form av en intensitet hos oönskade följder. Om man i korthet jämför detta med en mera konventionell luftförorening upptäcker man att ingen fundamental skillnad existerar mellan mera konventionellt tänkande och erkännandet av att klimatförändring, i enlighet med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, även den utgör en förorening, hur förbryllande detta påstående än må låta i någons öron. Ett utsläpp av ett förorenande ämne, såsom t.ex. kvicksilver, i luften t.ex. till följd av en förbränningsprocess ökar på koncentrationen av kvicksilver i luften. Dessa är de två första komponenterna i ett nötskal, dvs. utsläppet och ett förändrat förhållande. Den tredje komponenten består t.ex. av den ökade risken för människor att insjukna i diverse sjukdomar till följd av ökade koncentrationer av kvicksilver i inandningsluft. Det existerar ingen teoretisk skillnad mellan, å ena sidan, exemplet med kvicksilverutsläppet och, å andra sidan, klimatförändring.

Även om det på det teoretiska planet, eller som någon kunde påstå, det förenklade planet, kan konstateras att klimatförändring är en form av förorening, är det skäl att ytterligare begrunda denna fråga, främst på grund av två orsaker. För det första, har klimatförändring traditionellt, om man nu ännu kan tala om en tradition, åtminstone på den nationella nivån, behandlats som ett skilt problem⁶⁰² och, för det andra, är klimatförändring ett globalt problem av en sådan omfattning att dragande av paralleller säkerligen väcker frågor, funderingar och även tvekan. Klimatförändring kan inte härledas härstamma från en viss enskild verksamhet eller ett visst enskilt utsläpp. Utsläpp av växthusgaser sker i en sådan omfattning och från en sådan skara av verksamheter och handlingar att en enskild följd, som i sin tur beror på klimatförändring, knappast med dagens vetenskapliga kunskap kan påstås bero på ett visst utsläpp.⁶⁰³ Detta är dock i och

602 Se RP 49/2004, s. 78, där det konstateras att "[ä]ven om ett allmänt mål för miljöskyddslagen är att bekämpa klimatförändringen och en del av de utsläpp som regleras med stöd av lagen också är växthusgaser, såsom metan och kväveoxidul, är det inte meningen att med stöd av miljöskyddslagen direkt ställa utsläppsgränsvärden för växthusgasutsläpp. Så har man inte heller förfarit i miljötillståndspraxis."

603 Den globala skalan av klimatförändringsproblematiken innebär även att det är fråga om en sammanjämkning av intressen på ett sådant plan och en sådan utsträckning att det är svårt att finna likheter inom det internationella samfundets historia, åtminstone utan tvekan inom miljö-rättslig reglering. Se Klimatkonventionen och Kyoto-protokollet, beträffande den internationella regleringen såsom den i huvuddrag ser ut i skrivande stund (2007).

för sig inte ett oöverstigligt hinder eller problem, eftersom denna fråga endast aktualiseras vid valet av rättsmedel. En komplicerad kausalkedja leder endast till att det kan vara svårt att konstruera en fungerande följdnorm då aktören inte går att individualisera på ett vettigt sätt eller eventuellt ens att identifiera.⁶⁰⁴

Visserligen är det här skäl att uppmärksamma att förorsakaren som ett kollektiv inte på något sätt är okänd beträffande klimatförändring. Problemet är närmast den politiska armbrytningen om vem som skall bära ansvaret för en minskning av utsläpp av växthusgaser eller hur detta ansvar skall fördelas. Skillnaden mellan ett konventionellt förhållande mellan grannar och bekämpning av klimatförändring är iögonenfallande beträffande hur en följdnorm skall konstrueras. Detta kan dock inte som sådant anses vara i strid med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet och dess tillämplighet på rättsliga instrument som kunde bli aktuella vid att bekämpa klimatförändring. Klimatförändring skiljer sig inte drastiskt från vilken som helst förorening som härstammar från flera källor vars kumulativa utsläpp är orsaken eller delorsaken till föroreningen.⁶⁰⁵ Det är fortfarande recipienten, även om denna består av det globala klimatsystemet, mer eller mindre som en helhet, med alla dess möjliga delkomponenter, som är den avgörande länken för att fastställa och bedöma huruvida en excessiv inverkan eller effekt ägt rum.⁶⁰⁶ I ett teoretiskt hänseende finns det därmed inget hinder för att klimatförändring kunde behandlas ur ett immissionsrättsligt perspektiv, såsom det immissionsrättsliga tänkandet presenterats och behandlats i denna forskning.

Beträffande den diffusa karaktären hos utsläpp av växthusgaser och dess möjliga påverkan av tillämpningen av IPPC-direktivet på sådana utsläpp är det skäl att närmare begrunda tillämpningsområdet av direktivet. Direktivet syftar till att genom samordnade åtgärder förebygga och minska föroreningar som härrör från de verksamheter som anges i direktivets bilaga I.⁶⁰⁷ Enligt IPPC-direktivet skall ett tillstånd omfatta utsläppsgränsvärden för förorenande ämnen,

604 Se Kloepper *Umweltrecht* 2004, s. 1503, som i korthet diskuterat problemet med och följderna av att det inte i praktiken går att identifiera en enskild stat eller ännu mindre en enskild verksamhetsutövare som skulle vara skyldig till ett fenomen som förorsakats av klimatförändring.

605 Det eventuella problemet beträffande kumulativa effekter som härstammar från diffusa utsläppskällor kunde aningen förenklat påpekats vara en orsakssambandsrelaterad fråga. För att t.ex. miljöansvar skall uppstå enligt dir. 2004/35/EG fordras att man skall kunna visa ett orsakssamband mellan skadan och förorsakaren. Se dir. 2004/35/EG artikel 4(5), som innehåller en föreskrift beträffande förorening av diffus karaktär. Hur orsakssambandet skall fastställas regleras däremot inte explicit i dir. 2004/35/EG. Se Beyer "Eine neue Dimension der Umwelthaftung in Europa" 2004, s. 258–259 och 261–262.

606 Det är skäl att påpeka att dir. 96/61/EG egentligen enligt sin grundläggande karaktär inte tar avstånd till vad som kunde kallas för diffusa källor. Enligt dir. 96/61/EG artikel 2(5) definieras begreppet utsläpp som "direkt eller indirekt utsläpp, från punktkällor eller diffusa källor inom anläggningen, av ämnen, vibrationer, värme eller buller i luft, vatten eller mark." [kursivering här] Ett eventuellt avståndstagande följer i princip först av direktivets tillämpningsområde som begränsas enligt den förteckning av verksamheter som ingår i direktivets bilaga I.

607 Dir. 96/61/EG artikel 1.

som en anläggning kan antas släppa ut i betydande mängder.⁶⁰⁸ Med en anläggning i sin tur avses en fast, teknisk enhet där en eller flera av de verksamheter som faller innanför direktivets tillämpningsområde bedrivs.⁶⁰⁹ Därmed kan förorening som härstammar från en utsläppskälla som inte kan betraktas som fast inte anses utgöra förorening som härstammar från en anläggning. Gränsdragningen kan ha sina problem eftersom det kan vara svårt att avgöra, å ena sidan, när en förorening trots allt härstammar från en fast, teknisk enhet trots att det enskilda utsläppet eventuellt förorsakats av en rörlig beståndsdel inom enheten⁶¹⁰ och, å andra sidan, när en förorening faktiskt härstammar från en källa som inte utgör en fast enhet.⁶¹¹ Detta till trots torde den kanske mera intressanta obesvarade frågan beträffande utsläpp av växthusgaser närmast angå vad som kan anses utgöra en betydande mängd av utsläpp av växthusgaser.⁶¹²

I detta skede är det skäl att fästa uppmärksamhet vid den utsläppshandel som lanserats inom EU beträffande handel med utsläppsrätter för växthusgaser. Man kunde ju föreställa sig att utsläppshandeln skulle tillämpas på sådana verksamheter vars utsläpp av växthusgaser skulle vara betydande. Tyvärr ger utsläppshandelsdirektivet (2003/87/EG) föga vägledning i detta hänseende. Direktivets tillämpningsområde avgörs nämligen inte på basis av faktiska utsläpp av växthusgaser. Tillämpningsområdet är i stället fastställt med hjälp av en förteckning över olika verksamheter och vissa tröskelvärden som dock inte har ett explicit föreskrivet samband med utsläpp av växthusgaser. Även om det eventuellt kunde anses att avsikten varit att inkludera de verksamheter som sannolikt ansvarar för en avsevärd del av utsläppen av växthusgaser, så är ändå inget tröskelvärde fastslaget som skulle kunna utpeka vad som kunde anses utgöra ett betydande utsläpp av växthusgaser.⁶¹³ I princip kan alltså en anläggning falla

608 Se dir. 96/61/EG artikel 9(3). Det är skäl att uppmärksamma att det i artikeln visserligen hänvisats till förorenande ämnen i bilaga III, som inte innehåller någon av de i dir. 2003/87/EG bilaga II identifierade växthusgaserna (koldioxid (CO₂), metan (CH₄), dikväveoxid (N₂O), fluorkolväten (HFC), perfluorkolväten (PFC) och svavelhexafluorid (SF₆)), men att detta inte utesluter att även övriga utsläpp av övriga förorenande ämnen, däribland växthusgaser, kunde regleras ifall de ansågs vara förorenande ämnen.

609 Dir. 96/61/EG artikel 2(3).

610 Utsläpp från transporttrafik inom ett större industriområde torde kunna anses härstamma från den fasta enheten som industrianläggningen utgör, trots att trafiken i sig inte torde kunna anses uppfylla kravet på att utgöra en fast enhet.

611 T.ex. förorening som härstammar från en enskild bil i privat bruk.

612 Här kan det vara på sin plats att påpeka att tanken om att motverka växthuseffekten med hjälp av direktiv 96/61/EG inte åtminstone enligt kommissionen tycks utgöra någon omöjlighet. Se KOM(2003) 354 slutlig, s. 6.

613 I dir. 2003/87/EG bilaga I utnyttjas visserligen tröskelvärden för att avgöra vilka enskilda installationer inom en viss verksamhetssektor som faller innanför tillämpningsområdet av direktivet, men dessa tröskelvärden hänvisar till produktionen i eller effekten av en viss installation, däremot inte till de faktiska utsläppen av växthusgaser. Förteckningen i dir. 2003/87/EG bilaga I innehåller förbränningsanläggningar med en tillförd effekt på mer än 20 MW, mineraloljeraffinaderier, koksverk, anläggningar för rostning och sintring av metallhaltig malm, anläggningar för tackjärns- eller ståltillverkning med en kapacitet som överstiger 2,5 ton per timme, anläggningar för produktion av cementklinker i roterugn med en produktionskapacitet

inom ramen för tillämpningsområdet av utsläppshandelsdirektivet trots att dess utsläpp av växthusgaser skulle vara negligerbara, medan en anläggning med avsevärda utsläpp av växthusgaser som dock inte föll inom ramen för förteckningen i direktivet inte skulle påverkas av direktivet. Något svar beträffande vad som kunde utgöra ett betydande utsläpp av växthusgaser går därmed inte att finna.

Förhållandet mellan utsläppshandelsdirektivet och IPPC-direktivet är trots allt intressant då man begrundar frågan huruvida ett utsläpp av växthusgaser kunde anses utgöra en förorening enligt IPPC-direktivet. Ifall ett utsläpp av en växthusgas inte under några omständigheter kunde utgöra en förorening enligt IPPC-direktivet skulle ingen sammanjämkning av de två rättsliga instrumenten vara av nöden. Detta skulle följa av att de två rättsliga instrumenten i princip inte kunde bli tillämpliga beträffande samma utsläpp eftersom det ena inte kunde reglera utsläpp av växthusgaser (IPPC-direktivet) och det andra enbart skulle gälla utsläpp av växthusgaser (utsläppshandelsdirektivet). Faktum är dock att en sådan överlappande möjlighet beträffande tillämpningen blivit förutspådd och den föreskrivna sammanjämkningen av IPPC- och utsläppshandelsdirektivet är intressant. I tillståndsvillkor som fastställs på grundval av IPPC-direktivet får utsläppsgränsvärden för direkta utsläpp av en växthusgas inte fastställas beträffande en sådan anläggning och dess utsläpp av växthusgaser som deltar i utsläppshandel av utsläpps rättigheter på basis av utsläppshandelsdirektivet, såvida inte fastställandet av utsläppsgränsvärden är nödvändigt för att förhindra betydande lokala föroreningar.⁶¹⁴ Vad som utgör en betydande lokal förorening har inte definierats, men ett tolkningsalternativ ter sig som möjligt och försvarligt.⁶¹⁵

I IPPC-direktivet hänvisas visserligen i samband med definitionen på förorening inte till någon kvalifikation om att den inverkan eller effekt som är relevant borde vara betydande. Därmed är den första frågan huruvida man avsett att skapa en skillnad mellan en ”vanlig” förorening och en betydande förorening. Det är skäl att lägga märke till att ordvalen i IPPC-direktivet inte alltid är koherenta vad gäller en erforderlig kvalifikation om föroreningens eller följdens betydande karaktär.⁶¹⁶ Beträffande utsläpp av växthusgaser är det kanske skäl att försöka besvara frågan från ett vitt perspektiv och med fokus även på uttrycket ”lokal” som är relevant i detta hänseende. Klimatförändring som förorsakas av växthus-

som överstiger 500 ton per dag, eller av kalk i roterugn med en produktionskapacitet som överstiger 50 ton per dag eller i andra typer av ugnar med en produktionskapacitet som överstiger 50 ton per dag, anläggningar för produktion av glas med en smältningsskapacitet som överstiger 20 ton per dag, anläggningar för tillverkning av keramiska produkter genom bränning med en produktionskapacitet som överstiger 75 ton per dygn och/eller en ugnskapacitet som överstiger 4 m³ och med en sättningsdensitet på mer än 300 kg/m³ per ugn, samt industriella anläggningar för framställning av a) pappersmassa av trä eller andra fibermaterial, b) papper och papp, där produktionskapaciteten överstiger 20 ton per dag.

614 Dir. 96/61/EG artikel 9(3). Beträffande ändringens sammankoppling till upprättandet av utsläppshandelssystemet, se dir. 2003/87/EG artikel 26.

615 Se KOM(2001) 581 slutlig, s. 9–10, där frågan om betydande lokala verkningar eller effekter i och för sig nämns men ingen utförlig förklaring till vad som avses ges.

616 Se t.ex. dir. 96/61/EG artikel 2(10)(b), 3(b), 6(1), 14, 17(1) samt punkt 27 i ingressen.

effekten har i allmänhet omfattande konsekvenser som inte enbart kan begränsas till en viss lokal följd. Därmed kunde det vara logiskt att tolka det föreskrivna undantagsfallet i IPPC-direktivet beträffande utsläpp av växthusgaser som äger rum från en anläggning som omfattas av utsläppshandeln av utsläppsrättigheter med detta faktum i baktanken. Huvudregeln skulle alltså vara den att anläggningar som faller inom ramen för tillämpningsområdet av IPPC-direktivet skulle kunna bli föremål för föreskrifter och villkor beträffande anläggningens utsläpp av växthusgaser med beaktande av det förfarande och de föreskrifter beträffande tillstånd som ingår i IPPC-direktivet.⁶¹⁷ Ifall en sådan anläggning deltar i utsläppshandel enligt utsläppshandelsdirektivet, skulle man inte kunna fastställa föreskrifter beträffande utsläpp av det utsläppet eller de utsläppen av växthusgaser beträffande vilka anläggningen deltar i utsläppshandeln, såvida det ifrågasarande utsläppet inte vid sidan om den förorsakade växthuseffekten och klimatförändringen även förorsakade betydande lokal förorening.⁶¹⁸

Här kan det vara intressant att ta en titt på den nationella implementeringen av IPPC-direktivet och utsläppshandelsdirektivet med särskilt fäste på fastställandet av villkor i ett miljötillstånd beträffande utsläpp av växthusgaser. Miljöskyddslagens (86/2000) förhållande till klimatförändring har varit uppe till debatt

617 Detta förutsätter givetvis att den i denna forskning nämnda tolkningen beträffande definitionen på förorening i dir. 96/61/EG, enligt vilken utsläpp av växthusgaser och den därpå följande växthuseffekten och klimatförändringen kan utgöra förorening, godtas.

618 Detta leder naturligtvis till eventuella problematiska tolkningsfrågor beträffande vad som utgör en betydande lokal förorening eller, mera allmänt uttryckt, en betydande lokal oönskad effekt. Exempelvis kunde man föreställa sig en djurart som är beroende av vissa särskilda skär och kobbar t.ex. i samband med parning eller häckning. En begränsad höjning av vattenståndet till följd av klimatförändringen kunde förorsaka allvarliga följder för djurarten. Därmed skulle man i princip, åtminstone i teorin, kunna påstå att en betydande lokal inverkan eller effekt ägt rum, och därmed skulle skyddet av undantagsföreskriften gå förlorad. Med andra ord, då klimatförändringen har andra på sitt sätt mera konkreta, om man nu kunde använda det uttrycket, följder vid sidan om en höjning av medeltemperaturen, skulle man lätt råka i en situation där utsläpp av växthusgaser i princip alltid kunde anses ha betydande lokala följder, åtminstone någonstans. En möjlig utväg ur detta dilemma kunde vara att man tolkade begreppet "betydande lokal förorening" så att det skulle avse sådan förorening som ett utsläpp av en växthusgas förorsakar men som inte är sammankopplad till klimatförändring eller växthuseffekten. Då skulle faktumet att en inverkan eller effekt i miljön är avgörande för följdens eller immissionens rättsliga behandling bibehållas. Till buds stående rättsmedel skulle däremot vara fördelade så att utsläpp av växthusgaser från anläggningar som deltar i utsläppshandeln av utsläppsrättigheter, beträffande växthusgaser som inkorporerats i utsläppshandelssystemet, inte skulle bli föremål för reglering enligt dir. 96/61/EG beträffande utsläpp av växthusgaser till den delen som dessa bidrar till växthuseffekten och följder av den. Enbart ifall utsläppet av växthusgasen hade en annan följd som kunde klassificeras som en förorening vid sidan om förorsakad klimatförändring, och denna förorening skulle vara av betydande lokal karaktär, så skulle föreskrifter om utsläpp enligt dir. 96/61/EG kunna fastställas i ett tillstånd. Här ligger dock ett visst problem i och med att det är oklart varför denna förorening borde vara betydande medan övrig förorening inte behövde vara det. Man torde vara tvungen att i samband med denna tolkning tona ner på betydelsen av kravet på att föroreningen borde vara betydande. Denna tolkningsvariant ter sig som relativt väl fungerande och försvarlig, med tanke på formuleringarna i de relevanta rättsliga föreskrifterna, även om dock, till följd av kvalifikationen beträffande betydande förorening, kanske inte helt tillfredsställande ur ett miljöperspektiv.

i samband med beredningen av ifrågavarande lagstiftning. Närmast har man i förarbetena på allmän nivå konstaterat att bekämpning av klimatförändring inte omfattas av lagens tillämpningsområde.⁶¹⁹ Detta kan dock enligt mig i princip endast avse ett avståndstagande till en möjlig direkt tillämpning av miljöskyddslagens föreskrift om att syftet med lagen bl.a. är att motverka klimatförändringar (MSL 1 §) i samband med ett enskilt tillståndsförfarande. Det är skäl att hålla i minnet att tillämpningen av miljöskyddslagen är sammankopplad med den definition på förorening som antagits i lagen. Så måste det enligt mig även vara då det är fråga om att förorsaka klimatförändring. Den relevanta frågan är därmed, om ett utsläpp av en växthusgas kan leda till en sådan följd att definitionen på förorening enligt miljöskyddslagen (MSL 3.1,1 §) uppfylls.⁶²⁰

Det är på sin plats att närmare granska vissa av de oönskade eller skadliga följderna som uttryckligen nämns i MSL 3.1,1 § och som utgör en förutsättning för att en förorening enligt lagens definition skall vara vid handen.⁶²¹ Av intresse är t.ex. föreskriften om att olägenheter för naturen och dess funktioner utgör en avsedd oönskad eller skadlig följd (MSL 3.1,1 b §). I förarbetena påpekas uttryckligen att "[e]n olägenhet för naturen och dess funktioner kommer till synes som skadeverkningar på enskilda organismer, populationer, ekosystem och i vidsträckt bemärkelse hela biosfären."⁶²² Därmed kan föroreningsbegreppet inte tolkas snävt i en sådan bemärkelse att skydd av vad som kunde kallas för naturvärden skulle falla utanför miljöskyddslagens tillämpningsområde.⁶²³ Vidare bör det påpekas att en följd som uttryckligen räknats upp är att utnyttjandet av naturresurser hindras eller i hög grad försvåras (MSL 3.1,1 c §) eller att annan

619 Se RP 84/1999, s. 37. Se även RP 49/2004, s. 78.

620 I RP 84/1999, s. 36–37, påpekas även att MSL reglerar utsläpp av åtminstone vissa växthusgaser. Metan, kväveoxidul och CFC-ämnen har uttryckligen räknats upp men ingen direkt definition beträffande vad som utgör en växthusgas, och därmed vilka eventuella växthusgaser som inte skulle regleras av MSL, har utförts. I dir. 2003/87/EG bilaga II har som växthusgaser räknats upp koldioxid (CO₂), metan (CH₄), dikväveoxid (N₂O), fluorkolväten (HFC), perfluorkolväten (PFC) och svavelhexafluorid (SF₆). Så även i 5,1 § lag om utsläppshandel (683/2004) där koldioxid (CO₂), metan (CH₄), kväveoxidul (N₂O), fluorkolväte (HFC-föreningar), perfluorkolväte (PFC-föreningar) och svavelhexafluorid (SF₆) utpekats som växthusgaser.

621 I sin helhet låter nämnda lagrum: "I denna lag avses med [...] förorening av miljön genom mänsklig verksamhet orsakat utsläpp eller deponering i miljön av ämnen, energi, buller, skakning, strålning, ljus, värme eller lukt, som antingen i sig eller tillsammans med andra utsläpp a) medför olägenhet för hälsan, b) medför olägenhet för naturen och dess funktioner, c) hindrar eller i hög grad försvårar utnyttjandet av naturresurser, d) minskar den allmänna trivselen i miljön eller särskilda kulturvärden, e) minskar miljöns lämplighet för allmän rekreation, f) skadar eller medför olägenhet för egendom eller dess användning, eller g) orsakar annan därmed jämförbar kränkning av allmänt eller enskilt intresse[.]"

622 RP 84/1999, s. 41.

623 Så alltså även om man i RP 84/1999 något kryptiskt framhåvt att miljöskyddslagens tillämpningsområde styrs av begreppet miljöskydd, som inte inkluderar "naturvärden, varmed avses skydd av arter och biotoper, skydd av miljöhelheter och skydd av naturens mångfald i egentlig bemärkelse." Propositionstexten torde inte kunna ges någon obegränsad tyngd eftersom lagens tillämpningsområde styrs av definitionen av begreppet förorening, som även inkluderar förorsakad olägenhet för naturen och dess funktioner.

därmed jämförbar kränkning av allmänt eller enskilt intresse förorsakas (MSL 3.1,1 g §). Dessa är följder som i princip kunde anses följa av en av växthuseffekten förorsakad klimatförändring. Varför ett utsläpp av en växthusgas, ifall den bevisligen, även om inte skilt för sig så åtminstone i kombination med andra utsläpp, förorsakade en ovan nämnd följd, inte skulle utgöra en förorening enligt miljöskyddslagen saknar enligt mig helt enkelt ett godtagbart eller välmotiverat svar.⁶²⁴

I samband med den nationella implementeringen av utsläppshandelsdirektivet blev frågan om miljöskyddslagens möjliga tillämpning på utsläpp av växthusgaser åter i viss mån aktuell, åtminstone som ett sidomotiv. Ifall det inte skulle vara möjligt att begränsa utsläpp av en växthusgas (t.ex. koldioxid) på basis av miljöskyddslagen skulle inte någon undantagsbestämmelse där utsläpp av växthusgaser undandras eventuella skyldigheter enligt miljöskyddslagen i princip behövas. Denna infallsvinkel togs i betraktande, men trots det ville man av diverse skäl inta en explicit hänvisning i miljöskyddslagen om förbudet att direkt reglera utsläpp av växthusgaser beträffande sådana aktörer som deltar i utsläppshandeln, så länge som betydande lokal förorening inte förorsakas.⁶²⁵ Det är dock skäl att påpeka att definitionen på förorening, dvs. den rättsliga komponenten som är relevant beträffande frågan om utsläpp av växthusgaser och förorsakad växthuseffekt kunde utgöra förorening enligt miljöskyddslagen, förblev intakt. Med andra ord, ifall utsläpp av växthusgaser och förorsakad växthuseffekt med dess följder utgör förorening enligt miljöskyddslagen, skulle undantagsstadgandet endast gälla sådana anläggningar och sådana utsläpp som deltar i utsläppshandeln, så länge som dessa utsläpp inte förorsakar betydande lokal förorening.

624 Se i detta sammanhang särskilt även RP 84/1999, s. 41, där det anses att förtunningen av atmosfärens ozonskikt utgör en avsedd olägenhet för naturen som avses i MSL 3.1,1 b §. Den möjliga motsägelsen i att anse att förtunning av ozonskiktet utgör en relevant verkning men att förorsakande av växthuseffekten och klimatförändring inte utgör det är en fråga som inte heller närmare diskuteras i förarbetena till MSL.

625 Se RP 49/2004, s. 19, där det konstateras att man genom miljöskyddslagen inte direkt reglerar utsläpp av koldioxid. Se vidare RP 49/2004, s. 78, där det åter konstateras att det med stöd av miljöskyddslagen inte är meningen att direkt ställa utsläppsgränsvärden för växthusgasutsläpp. Vidare påpekas det att tillfogandet av MSL 43.5 § är påkallat trots att både miljöskyddslagens nuvarande innehåll och dess tillämpningspraxis också utan en uttrycklig bestämmelse motsvarar skyldigheten enligt utsläppshandelsdirektivet. Ifall man nu ansåg det vara så påkallat att foga in den klargörande bestämmelsen hade man väl lika enkelt kunnat foga in en motsvarande "klargörande" bestämmelse beträffande förhållandet mellan växthuseffekt och definitionen på förorening enligt miljöskyddslagen. Detta gjorde man dock inte.

5 EN METAMORFOSMEKANISM

5.1 LÅT OSS VARA EXAKTA DÅ DET ÄR MÖJLIGT

Tidigare i samband med diskussionen över den terminologiska begreppsapparaturen som används i denna forskning konstaterades att begreppet miljö-kvalitetsstandard används som ett särbegrepp eller som ett underbegrepp av begreppet miljö-kvalitetsnorm för att beskriva ett eller en exakt, vanligtvis numeriskt, uttryckt koncentrationsförhållande eller koncentrationsnivå av ett ämne i ett medium (vatten, luft, jordmån, atmosfär etc.).⁶²⁶ En miljö-kvalitetsstandard är alltså alltid samtidigt även en miljö-kvalitetsnorm, men en miljö-kvalitetsnorm är inte alltid en miljö-kvalitetsstandard. Föreskrifter som innehåller miljö-kvalitetsstandarder för att fastställa toleranströskeln beträffande normativ miljö-kvalitet är av det mindre kontroversiella eller problematiska slaget vad gäller diskussionen kring funktionen och tillämpningen av normativ miljö-kvalitet i praktiken. Miljö-kvalitetsnormer i allmänhet behöver nämligen inte vara särskilt lätta att tillämpa, såsom man kanske redan lagt märke till.

Ett koncentrationsvärde som uttryckts genom ett numeriskt värde är värderingsfritt i den meningen att det i allmänhet i samband med tillämpning förutsätts föga tolkning av fakta i fallet. En excessiv inverkan eller effekt är vid handen då gränsvärdet som föreskrivs i miljö-kvalitetsstandarden överskridits. Detta resultat erhålls genom att utföra en mer eller mindre komplicerad mätning av koncentrationen av t.ex. ett visst ämne i ett medium. När detta faktum är utrett återstår endast att ett institutionellt konstaterande äger rum, t.ex. i form av att en övervakande myndighet eller en domstol konstaterar att en excessiv inverkan eller effekt är vid handen för att så att säga förrättsliga det råa faktumet om att koncentrationsvärdet överstigit. Utrymmet för tolkning eller reflektion är mera begränsat, så länge som mätningen skett på ett tillförlitligt och tillfredsställande sätt, än vad fallet eventuellt skulle vara ifall miljö-kvalitetsnormen inte uttryckts med hjälp av ett på motsvarande sätt mätbart och numeriskt värde. Detta har även utpekats som en möjlig svaghet vad gäller miljö-kvalitetsstandarder ur en ekonomisk synvinkel. Fastställandet av tvingande föreskrifter i form av miljö-kvalitetsstandarder borde i en optimal situation ske på basis av en hel del kunskap och information som en beslutsfattare, som alltså i det enskilda fallet fastställer miljö-kvalitetsstandarden, inte under alla omständigheter besitter eller har tillgång till. För att en miljö-kvalitetsstandard skulle kunna fastställas på en optimal nivå med tanke på dess ekonomiska effektivitet, borde marginalkostnaden och marginalvinsten för den åtgärd som miljö-kvalitetsstandarden är ett uttryck för vara kända för beslutsfattaren. I praktiken kommer denna information alltför

⁶²⁶ Se del I kapitel 2.6.2.

ofta att saknas, vilket kan förhindra ett försök att fastställa miljö kvalitetsstandarden på en optimal nivå ur en helhetsekonomisk synvinkel.⁶²⁷

Trots att intresset av att utforska funktionen av miljö kvalitetsstandarder eventuellt kunde påstås vara ringa beträffande den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, eftersom miljö kvalitetsstandarder inte ger någon vidare vägledning beträffande hur toleranströskeln skall fastställas vad gäller övriga miljö kvalitetsnormer, så kan man ändå inte i sin helhet låta bli att behandla miljö kvalitetsstandarder då dessa utgör ett väsentligt, möjligt och i bästa fall även effektivt sätt⁶²⁸ att fastställa toleranströskeln. På grund av det begränsade intresset inom ramen för denna forskning är det dock skäl att inte i någon utförlig omfattning gå igenom alla befintliga miljö kvalitetsstandarder som går att finna i den miljö rättsliga regleringen. Det är skäl att koncentrera sig på vissa exempel, som samtidigt fungerar som klargörande modeller för olika funktioner av och användningsändamål för miljö kvalitetsstandarder.

5.2 FÖRHANDSFÖRVANDLING I DEN RÄTTSLIGA AKTEN

På allmän nivå kunde man konstatera att miljö vänlig politik inte skulle vara särskilt lyckad om inte toleranströskeln läge var sådant att den fastställde en sådan nivå hos inverkan eller effekt att man kunde undvika, förebygga och minska skadliga effekter både för människors hälsa⁶²⁹ och för miljön i allmänhet.⁶³⁰ Visserligen kunde toleranströskeln självklart även godta t.ex. en allvarligt hälsofarlig miljö, men frågan är om inte det åtminstone skulle kunna anses vara i viss mån egendomligt om så vore fallet. Den självklara frågan som bör ställas är dock givetvis, vad som utgör en sådan skadlig effekt som nämnts ovan. Med

627 Se Asafu-Adjaye *Environmental Economics for Non-Economist* 2000, s. 84–86, beträffande nackdelar av tvingande föreskrifter ur en synvinkel präglad av ekonomisk teori. Jämför dock med Lübke-Wolff ”Instrumente des Umweltrechts – Leistungsfähigkeit und Leistungsgrenzen” 2001, s. 481–485, som inte utan hull och hår godtar det jargongsmässiga uttalet om att så kallade tvingande föreskrifter i allmänhet beskrivs som gammalmodiga, inflexibla och ineffektiva ur ett ekonomiskt perspektiv. Sammanfattningsvis beträffande en rättsekonomisk synvinkel till miljö rättslig reglering, se Määtä ”Oikeustaloustieteellinen näkökulma ympäristönsuojeluun” 1999, s. 17–31. Huruvida en vagt uttryckt miljö kvalitetsnorm skulle vara mera optimal är enligt mig vid en första åsyn även svårt att se. Den flexibilitet som eventuellt erhålls i samband med att miljö kvalitetsnormen stiftas går man ju lätt miste om vid tillämpningen, då ett rättsligt organ plötsligt kan hamna in i en situation där det inte alls är bättre utrustat att utföra någon behövlig ekonomisk analys.

628 Se Gipperths framställning beträffande, vad hon kallar, den ideala miljö kvalitetsnormen i Gipperth *Miljö kvalitetsnormer* 1999, s. 199–206.

629 Se Jarass ”Luftqualitätsrichtlinien der EU und die Novellierung des Immissionsschutzrechts” 2003, s. 29–30, som betonar behovet av en absolut natur hos reglering vars syfte är att skydda människors hälsa.

630 Se dir. 96/62/EG artikel 1, där det föreskrivs att det allmänna målet med direktivet är att definiera de grundläggande principerna för en gemensam strategi som bl.a. syftar till att definiera och uppställa mål för luftkvaliteten inom gemenskapen just för att uppnå målet, som är att undvika, förebygga och minska sådana skadliga effekter. Så även bes. 1600/2002/EG artikel 7(1).

andra ord, även om målsättningen i sig är klar, så är det mera specifika innehållet öppet för diskussion. Det är den återkommande frågan om toleranströskeln läge som är aktuell. Även om dess läge skall avgöras till följd av en ortskänslighetsbedömning, så är det fortfarande den inrättande normens uppgift att identifiera och kvalificera ett visst förhållande i den fysiska miljön som normativt, vilket alltså utgör den fastställda toleranströskeln i det enskilda fallet.

Det är här skäl att bekanta sig med föreskrifter där en relativt klar, om och eventuellt vagt formulerad, målsättning materialiserats på sätt eller annat. I detta hänseende utgör föreskrifter om luftkvalitet ett fruktbart forskningsobjekt. Detta till trots kommer dock föreskrifter beträffande mark och vatten inte att förbigås. Förorening enligt luframdirektivet (96/62/EG) är definierat med hjälp av att hänvisa till de möjliga negativa konsekvenser som vilket utsläpp av ett ämne som helst, som människan direkt eller indirekt tillför luften, kan ha. Det är fråga om skadliga effekter antingen på människors hälsa eller på miljön i dess helhet.⁶³¹ Definitionen är begränsad till utsläpp med ett mänskligt ursprung. Utsläppet måste ytterligare utgöras av ett ämne, som slutligen, antingen direkt eller indirekt, måste hamna i luften. Dessa begränsningar saknar dock egentligen praktisk betydelse vid fastställandet av toleranströskeln, där effekten i den fysiska miljön, dvs. de skadliga effekterna på människors hälsa eller på miljön i dess helhet, är den avgörande faktorn. Begränsningarna har närmast betydelse då möjligheten att utnyttja eventuella rättsmedel begrundas, eftersom tillämpningen av rättsmedel mycket väl kan vara begränsad enbart till sådana verksamheter som uppfyller kriterierna i definitionen på förorening enligt luframdirektivet. Det är även skäl att uppmärksamma att den excessiva inverkan eller effekten inte behöver uppstå med säkerhet, utan, det är tillräckligt att den kunde uppstå. Det förutsätts visserligen åtminstone någon grad av sannolikhet för uppkomsten av den excessiva inverkan eller effekten, men denna grad kunde i det extrema fallet innebära att en tillräckligt låg grad av sannolikhet beträffande uppkomsten av inverkan eller effekten i miljön, för att definitionen inte skall uppfyllas, endast uppnås då det med säkerhet kan visas att den excessiva inverkan eller effekten inte kommer att uppstå.

När gränsvärdena och, när det är aktuellt, tröskelvärdena enligt luframdirektivet fastställs, dvs. när relevanta miljökvalitetsstandarder fastställs, skall vissa särskilda faktorer beaktas, åtminstone som vägledning för fastställandet.⁶³² Det är även skäl att uppmärksamma att luframdirektivet i första hand förutsätter att miljökvalitetsstandarder eller gränsvärden endast fastställs för vissa särskilda

631 Dir. 96/62/EG artikel 2(2). Så även definitionen i dir. 2002/3/EG artikel 2(2). Se även definitionerna på gränsvärde och målvärde i dir. 96/62/EG artikel 2(5) och 2(6), där det även hänvisas till skadliga effekter på människors hälsa och på miljön i dess helhet. Jämför med definitionen på tröskelvärde i direktivets artikel 2(7) där det endast hänvisas till människors hälsa. Se även dir. 1999/30/EG artikel 2(2), 2(5) och 2(6). Jämför även med definitionen på begreppet målvärde i dir. 2004/107/EG artikel 2(a).

632 I dir. 96/62/EG artikel 4(1) hänvisas till kriterier i direktivets bilaga II.

föroreningar⁶³³ för vilkas del en tidtabell för fastställande även fastslagits.⁶³⁴ Vad som dock är av särskilt intresse är att man beträffande övriga föroreningar, varom det inte föreskrivs om någon direkt tidtabell för att fastställa miljö kvalitetsstandarder eller gränsvärden, föreskrivit om vissa ytterligare förutsättningar. Miljö kvalitetsstandarder eller gränsvärden kan fastställas då detta är motiverat med hänsyn till framsteg som görs på det vetenskapliga området och då det med beaktande av vissa särskilda kriterier framstår som nödvändigt att undvika, förebygga eller minska de skadliga effekterna av dessa föroreningar på människors hälsa eller miljön i dess helhet.⁶³⁵ För det första, bör det alltså beaktas att miljö kvalitetsstandarder beträffande sådana övriga föroreningar endast kan fastställas när någon ny vetenskaplig information, dvs. ett framsteg på det vetenskapliga området, talar för att en miljö kvalitetsstandard skall fastställas. Man kan alltså utläsa åtminstone någon form av antagande om att sådan förorening som inte explicit nämnts i luftamndirektivet, enligt den vetenskapliga kunskap som existerade då direktivet förbereddes och gick igenom lagstiftningsförfarandet inte framstod som någon avsevärd riskfaktor för människors hälsa eller miljön i dess helhet.

För det andra, vilket är av större intresse beträffande temat i denna forskning, kan man lägga märke till att kriterier som skall beaktas, då det bedöms huruvida det kan anses framstå som nödvändigt att inom gemenskapen undvika, förebygga eller minska de skadliga effekterna av föroreningar på människors hälsa eller miljön i dess helhet, är, åtminstone delvis, explicit sammankopplade till ortskänsligheten hos den attackerade miljön. Det förutsätts nämligen att man i samband med bedömningen över föroreningens påverkan beaktar förekomsten av särskilt känsliga element i den attackerade miljön samt storleken på den befolkning, de levande resurser och de ekosystem som utsätts för påverkan.⁶³⁶

633 Svaveldioxid, kvävedioxid, fina partiklar, t.ex. sot (inklusive PM₁₀), suspenderade ämnen, bly, ozon, bensen, koloxid, polyaromatiska kolväten, kadmium, arsenik, nickel och kvicksilver. Se dir. 96/62/EG artikel 4(1) och bilaga I.

634 Senast den 31 december 1996 beträffande svaveldioxid, kvävedioxid, fina partiklar, t.ex. sot (inklusive PM₁₀), suspenderade ämnen, och bly; senast den 31 december 1997 beträffande bensen och koloxid; senast den 14 april 1998 beträffande ozon; och så snart som möjligt, dock senast den 31 december 1999 beträffande polyaromatiska kolväten, kadmium, arsenik, nickel och kvicksilver.

635 Dir. 96/62/EG artikel 4(1).

636 Se dir. 96/62/EG bilaga III punkt 5. För långtgående slutsatser kan dock givetvis inte dras, eftersom det, för det första, bör påpekas att kriterier i bilaga III endast enligt direktivets artikel 4 bör "beaktas". För det andra, bör uppmärksamhet fästas vid ordvalen i andra språkversioner där den bindande verkan av bilaga III förringas. I den engelska respektive den spanska språkversionen används i artikel 4 uttrycket "criteria" respektive "criterios" och i bilaga III uttrycket "guidelines" respektive "directrices". Den franska respektive den tyska språkversionen innehåller däremot uttrycket "critères" respektive "Kriterien" i både artikel 4 och bilaga III, på motsvarande sätt alltså som den svenska språkversionen. För det tredje, utgör existensen av särskilt känsliga element endast ett kriterium bland andra, som dock inte i sig nödvändigtvis kan anses vara motstridiga med ortskänslighetskriteriet, utan, till och med tvärtom, kunde fungera som förstärkande element till ortskänsligheten. Ytterligare kriterier som skall beaktas är nämligen enligt direktivets bilaga III punkt 1 bl.a. "[m]öjligheterna för att effekter uppkommer,

När väl det blivit fastställt att det på basis av en ortskänslighetsbedömning är skäl att agera återkommer frågan om hur avgörandet beträffande fastställandet av toleranströskeln, dvs. fastställandet av själva miljö kvalitetsstandarden eller gränsvärdet, beträffande den enskilda föreningen skall ske.

Faktorer som skall beaktas då miljö kvalitetsstandarder eller gränsvärden fastställs är även dessa mer eller mindre sammankopplade med ortskänsligheten hos den attackerade miljön. Man skall bl.a. beakta exponeringsgraden för olika befolkningsgrupper eller särskilt känsliga undergrupper,⁶³⁷ vilket innebär att man skall undvika att utgå ifrån hur väl den attackerade miljön, dvs. människor i detta begränsade fall, i medeltal tål en viss intensitet av exponering för luftföroreningar. Utgångspunkten är att särskild känslighet skall ligga som grund vid fastställandet av toleranströskeln. Detta innebär dock inte att varje enskild individ skulle påverka toleranströskeln, eftersom det förutsätts någon form av kollektiv, dvs. åtminstone en känslig undergrupp av en befolkningsgrupp, som exponeras för luftföroreningar. Därmed kunde särskild känslighet hos t.ex. barn, äldre, eller varför inte även sådana som lider av någon särskild sjukdom som gör dem särskilt känsliga för en viss förorening beaktas. Som ett kollektiv, dvs. som någon form av medeltal hos denna grupp, skulle gruppen av människor kunna influera ortskänsligheten även om en enskild individ i sig inte skulle kunna påverka ortskänsligheten. En miljö kvalitetsstandard skulle därmed fastställas på en sådan nivå att dylika särskilda undergrupper av befolkningsgrupper inte påverkades av en viss förorening på ett excessivt sätt.

Vidare skall man enligt lufttramdirektivet även beakta florans och faunans, samt deras livsmiljöers känslighet vid fastställandet av miljö kvalitetsstandarder beträffande luftföroreningar.⁶³⁸ Detta bekräftar i det stora hela det ovan nämnda kriteriet enligt vilket ortskänsligheten bedöms både utifrån skadliga effekter på människors hälsa och utifrån de skadliga effekter som kan förorsakas miljön i en mera allmän betydelse. Med flora och fauna hänvisas till växt och djurriket, och det bör uppmärksammas att hänvisningen är allmän och att den inte begränsas endast till vissa särskilda arter av växter eller djur. Hänvisningen till livsmiljöer

hur allvarliga dess effekter är och hur ofta de förekommer; i fråga om människors hälsa och miljön i dess helhet skall effekter som är oåterkalleliga särskilt uppmärksammas". Allvarlighetsgraden av effekter är relativ och kan påstås vara beroende av den särskilda känsligheten hos den attackerade miljön, dvs. i allmänhet, ju känsligare miljö desto allvarligare följder. Enligt bilagans punkt 3 skall "[m]iljöbetingade ombildningar och metaboliska omvandlingar, eftersom sådana förändringar kan leda till att det uppstår ännu giftigare kemiska substanser" beaktas. Även om miljöbetingade ombildningar i strikt bemärkelse inte direkt skulle kunna hänföras till ortskänsligheten hos miljön är det skäl att lägga märke till att det ändå är fråga om särskilda betingelser i och särprägel hos den attackerade miljön. Övriga kriterier som skall beaktas enligt direktivets bilaga III är "2. Föroreningens utbredning och förhöjda koncentration i atmosfären. [...] 4. Föroreningens beständighet i miljön, särskilt om den inte är biologiskt nedbrytbar och kan ackumuleras hos människan, i miljön eller näringskedjorna. [...] 6. Metoder för riskvärdering kan också användas."

637 Dir. 96/62/EG bilaga II.

638 Dir. 96/62/EG bilaga II.

innebär även att ekologiska funktioner och värden i ett mera omfattande format skall beaktas då toleranströskeln fastställs. Inverkan och effekter i livsmiljöerna trots att de inte ens indirekt skulle rikta sig till flora eller fauna, vilket dock torde vara ett relativt teoretiskt scenario, skall beaktas då ortskänsligheten bedöms i syfte att fastställa toleranströskeln. Det är skäl att påpeka att man beträffande livsmiljöer inte heller har gjort någon avgränsning. Det är alltså inte endast fråga om t.ex. vissa typer av livsmiljöer, utan floras och faunas livsmiljöer i allmänhet. Hur den särskilda känsligheten sedan i ett enskilt fall skall bedömas är däremot inte reglerat, men faktumet att fastställandet av toleranströskeln är sammanknutet till en ortskänslighetsbedömning är redan i sig ett avsevärt steg i riktning mot den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Ytterligare förutsatts det dessutom explicit i luftframedirektivet att man vid fastställandet av toleranströskeln även skall beakta det särskilda kulturella värdet hos den attackerade fysiska miljön.⁶³⁹

Miljö kvalitetsstandarder kan leda till begränsningar beträffande användandet av vissa material eller substanser som på sätt eller annat kommer i kontakt med den fysiska miljön. Användning av slam⁶⁴⁰ i jordbruket regleras genom dir. 86/278/EEG som innehåller föreskrifter beträffande användning av slam ifall halterna av en eller flera tungmetaller i jorden överstiger fastställda gränsvärden.⁶⁴¹ Föreskrifterna beträffande slam har utpekats som det första och tills vidare enda⁶⁴² bindande gemenskapsrättsliga numeriska gränsvärdet vad gäller kvaliteten av mark.⁶⁴³ För att uppnå syftet att reglera användningen av avloppsslam i jordbruket på ett sådant sätt att skadliga effekter på mark, vegetation, djur och människor hindras har man i dir. 86/278/EEG fastställt gränsvärden för koncentrationshalter i marken beträffande kadmium, koppar, nickel, bly, zink, kvicksilver och krom⁶⁴⁴ och slammet i sig.⁶⁴⁵ Ytterligare har ett årsgränsvärde för sammanlagd tillförsel till jordbruksmark fastställts.⁶⁴⁶ Därutöver föreskrivs det att slammet skall användas med beaktande av växternas näringsbehov och på ett sådant sätt att kvaliteten hos jorden samt yt- och grundvattnet inte försämras.⁶⁴⁷ Hänvisningen

639 Dir. 96/62/EG bilaga II.

640 I dir. 86/278/EEG artikel 2 har slam definierats som, för det första, slam från reningsverk som behandlar avloppsvatten från hushåll eller tätorter, eller från andra reningsverk som behandlar avloppsvatten med liknande sammansättning, eller, för det andra, slam från flerkammarbrunnar och andra liknande anläggningar för rening av avloppsvatten, eller, för det tredje, slam från andra avloppsreningsverk.

641 Se direktiv 86/278/EEG artikel 5 samt bilaga 1 A.

642 I skrivande stund (2007) har den temainriktade strategin för markskydd och direktivförslaget i samband därtill inte antagits. Se KOM(2006) 231 slutlig och KOM(2006) 232 slutlig.

643 Se Heuser "Milestones of Soil Protection in EU Environmental Law" 2006, s. 194–195. Ifall den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet beaktas, så kan det konstateras att en fastställd toleranströskel beträffande mark nog existerar i en mera omfattande utsträckning.

644 Dir. 86/278/EEG bilaga 1 A.

645 Dir. 86/278/EEG bilaga 1 B.

646 Dir. 86/278/EEG bilaga 1 C.

647 Dir. 86/278/EEG artikel 8.

till jordens kvalitet kan i detta fall inte tolkas snävt så att den endast omfattade de ovan nämnda tungmetallerna, utan jordens kvalitet bör här förstås mera allmänt. Faktorer som beaktas kan innefatta element som har ett direkt samband med markens användningsändamål.⁶⁴⁸ Visserligen är det skäl att uppmärksamma att direktivet inte innehåller några direkta föreskrifter beträffande hur en sådan kvalitet i mera allmänna drag skulle säkras. Dessutom är det skäl att lägga märke till att direktivets allmänna syfte i detta hänseende endast är att uppmuntra till en riktig användning av avloppsslam.⁶⁴⁹

För att avgöra den ekologiska statusen hos ytvattenförekomster enligt vattenramdirektivet (2000/60/EG) bör kemiska och fysikalisk-kemiska faktorer som stöd för, eller som grund för, de biologiska faktorerna beaktas. Här spelar koncentrationsvärden beträffande vissa särskilda förorenande ämnen en avgörande roll vad gäller ett avgörande om en toleranströskel överskrids eller inte. Det är fråga om så kallade prioriterade ämnen⁶⁵⁰ som fastställs på gemenskapsnivå⁶⁵¹ och andra syntetiska och icke-syntetiska förorenande ämnen som fastställs på nationell nivå.⁶⁵² Beträffande syntetiska och icke-syntetiska förorenande ämnen är det en tilläggsförutsättning för att ett ämne skall utgöra en kvalitetsfaktor vid klassificeringen av en ytvattenförekomsts ekologiska status, dvs. kontrollen om en toleranströskel överstigs eller inte, att ämnet ifråga släpps ut i betydande mängder.⁶⁵³ Ifall koncentrationen av syntetiska eller icke-syntetiska förorenande ämnen i en ytvattenförekomst överstiger den miljökvalitetsstandard som en medlemsstat antagit har toleranströskeln överstigits.⁶⁵⁴ Vad som egentligen avses med kvalifikationen att det beträffande syntetiska och icke-syntetiska förorenande ämnen måste vara fråga om *betydande* utsläpp är inte helt klart.⁶⁵⁵ Faktum torde dock vara att åtminstone alla sådana utsläpp är betydande, oberoende av deras relativa volym i förhållande till övriga utsläpp, som kan

648 Dir. 86/278/EEG avser utnyttjande av slam inom jordbruket, dvs. all odling av livsmedelsgrödor, inklusive djurfoder. Se dir. 86/278/EEG artikel 2(c) och 3.

649 Dir. 86/278/EEG artikel 1. Därtill konstateras dock i dir. 86/278/EEG punkt 7 i ingressen att användningen av avloppsslam inte får påverka markens eller jordbruksprodukternas kvalitet på ett negativt sätt.

650 Med prioriterade ämnen avses enligt dir. 2000/60/EG artikel 2(30) ämnen som fastställts enligt direktivets artikel 16 och som förtecknats i direktivets bilaga X.

651 Förfarandet finns beskrivet i dir. 2000/60/EG artikel 16.

652 Fastställandet skall ske enligt riktlinjerna i dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.6.

653 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.1.

654 Detta framgår explicit ur dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.1–1.2.5, i och med att det föreskrivs att en god ekologisk status eller en god ekologisk potential inte uppnås ifall koncentrationen överstiger den relevanta miljökvalitetsstandard.

655 Se Grimeaud ”Reforming EU Water Law” 2001, s. 46–47, som förhåller sig kritisk till vagheten i uttrycket betydande och även aningen skeptisk till medlemsstaters förmåga eller vilja att fastställa miljökvalitetsstandarder av, å ena sidan, tillräcklig stränghetsgrad och, å andra sidan, beträffande relevanta förorenande ämnen. Som en säkerhetsventil åberopar Grimeaud skyldigheten enligt dir. 2000/60/EG artikel 4(1)(a)(i) att förhindra en försämring av vattenförekomsters kvalitet och skyldigheten enligt dir. 2000/60/EG artikel 4(9) att respektera redan befintlig gemenskapslagstiftning om vattenförekomsters kvalitet.

påverka de biologiska kvalitetsfaktorerna hos en ytvattenförekomst på så sätt att dessa inte längre skulle kunna klassificeras vara av god ekologisk status.⁶⁵⁶

God kemisk status som är en förutsättning för att miljömålet beträffande god ytvattenstatus enligt vattenramdirektivet skall uppnås⁶⁵⁷ förutsätter att miljökvalitetsstandarder vad gäller vissa förorenande ämnen inte överskrids. Enligt definitionen på god kemisk status⁶⁵⁸ är toleranströskeln fastställd på gemenskapsnivå i ett antal direktiv⁶⁵⁹ eller annan gemenskapslagstiftning, eller så skall den fastställas på gemenskapsnivå beträffande så kallade prioriterade ämnen.⁶⁶⁰ Medlemsstaterna skall genomföra nödvändiga åtgärder i syfte att gradvis minska på förorening som förorsakas av dessa prioriterade ämnen och för att utsläpp och spill av prioriterade farliga ämnen skall upphöra eller stegvis elimineras.⁶⁶¹ Vad som avses med begreppet ”gradvis” eller ”stegvis” är öppet för debatt vad gäller någon eventuellt avsedd, mer eller mindre, noggrann tidtabell.⁶⁶² Vad gäller toleranströskeln i sig, när den alltså väl blivit fastställd, är det skäl att konstatera att den endast kan fastställas som en miljökvalitetsstandard, dvs. som en koncentration av ett visst ämne i ett medium, i detta fall vatten, sediment eller biota. Vidare skall grunden till eller syftet med att standarden antagits vara att skydda människors hälsa och miljön.⁶⁶³

Beträffande ytvattenförekomster bör miljökvalitetsstandarder⁶⁶⁴ vad gäller vissa förorenande ämnen⁶⁶⁵ fastställas på medlemsstatsnivå. Då miljökvalitetsstandardens slutliga siffra eller koncentrationsvärde beräknas och avgörs skall

656 Ifall man redan beaktar möjligheten att den fastställda toleranströskeln i form av den goda ekologiska statusen kommer att överskridas till följd av ett utsläpp, då man avgör huruvida ett enskilda utsläpp är betydande eller inte, så beaktar man även försiktighetsprincipen.

657 Dir. 2000/60/EG artikel 2(18).

658 Dir. 2000/60/EG artikel 2(24).

659 Dessa direktiv är uppräknade i vattenramdirektivets (2000/60/EG) bilaga IX. Det är fråga om dir. 82/176/EEG, dir. 83/513/EEG, dir. 84/156/EEG, dir. 84/491/EEG och dir. 86/280/EEG.

660 Enligt dir. 2000/60/EG artikel 16(7) skall kommissionen lägga fram förslag om kvalitetsstandarder för prioriterade ämnen.

661 Dir. 2000/60/EG artikel 4(1)(a)(iv).

662 Se Grimeaud ”Reforming EU Water Law” 2001, s. 47, som påpekar att det är svårt om inte omöjligt att härleda någon definition på begreppet ”gradvis”. Endast beträffande sådana prioriterade ämnen som klassificerats vara farliga innehåller vattenramdirektivet en tidsgräns, enligt vilken utsläpp eller spill av ett sådant ämne skall upphöra inom tjugo år efter att ämnet klassificerats som ett prioriterat farligt ämne. Se även Gipperth ”Ramdirektivet för vatten” 2001, s. 474–475. Se också dir. 2000/60/EG artikel 16(3) och 16(6).

663 Dir. 2000/60/EG artikel 2(35).

664 I vattenramdirektivet används begreppet miljökvalitetsnorm. Se dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.6.

665 Organiska halogenföreningar och ämnen som kan bilda sådana föreningar i akvatisk miljö; organiska fosforföreningar; organiska tennföreningar; ämnen och beredningar eller nedbrytningsprodukter av dessa för vilka det har påvisats att de har cancerogena eller mutagena egenskaper eller sådana egenskaper som i eller via vattenmiljön kan påverka steroidogena funktioner, sköldkörtelns funktioner, fortplantningen eller andra endokrina funktioner; svårnedbrytbara kolväten och svårnedbrytbara och bioackumulerbara organiska toxiska ämnen; cyanider; metaller och deras föreningar; arsenik och dess föreningar; samt biocider och växtskyddsmedel. Se dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.6 och bilaga VIII.

data beträffande persistens och bioackumulerbarhet beaktas om sådana data är tillgängliga. Den fastställda standarden skall vidare jämföras med eventuella belägg från fältstudier. Slutligen skall den fastställda standarden granskas av utomstående experter och bli föremål för konsultation med allmänheten.⁶⁶⁶ Beträffande prioriterade ämnen innehåller vattenramdirektivet en intressant säkerhetsventil, som eventuellt kunde påstås ha tagit i betraktande potentiella svårigheter i det politiska beslutsfattande inom gemenskapen, och som överfört ansvar för antagandet av miljökvalitetsstandarder och regleringen av huvudkällorna för utsläppen på medlemsstaterna för sådana fall där man på gemenskapsnivå inte av någon orsak kunnat nå en överenskommelse.⁶⁶⁷

Det är skäl att här i korthet återgå till mediet luft och behandla hur gränsvärden beträffande vissa enskilda förorenande ämnen i luften fastställts i relevanta gemenskapsrättsliga föreskrifter. Dessa föreskrifter utgörs av de så kallade dotterdirektiven till luftamdirektivet, dvs. dir. 1999/30/EG, dir. 2000/69/EG, dir. 2002/3/EG och dir. 2004/107/EG. Målet med dir. 1999/30/EG är sammankopplat till säkerställandet av att den generella toleranströskeln, som även beskrivits och fastställts genom luftamdirektivet, inte överskrids. I dir. 1999/30/EG fastställs nämligen gränsvärden och, när så är lämpligt, tröskelvärden för koncentrationer av svaveldioxid, kvävedioxid och kväveoxider, partiklar och bly i luften i syfte att undvika, förebygga eller minska skadliga effekter på människors hälsa och på miljön i sin helhet. Målet med direktivet utgörs dessutom av att bibehålla luftkvaliteten där den är god och att med avseende på svaveldioxid, kvävedioxid och kväveoxider, partiklar och bly förbättra den i övriga fall.⁶⁶⁸ På motsvarande sätt är målet med dir. 2000/69/EG att fastställa gränsvärden för koncentrationer av bensen och koloxid i luften, så att skadliga effekter på människors hälsa och på miljön i dess helhet kan undvikas, förebyggas eller minskas, samt att upprätthålla luftkvaliteten, när den är god, och i övriga fall förbättra den med hänsyn till dess halt av bensen och koloxid.⁶⁶⁹

Det kan dock konstateras att någon explicit definition på vad som kunde utgöra god luftkvalitet i sig inte ingår i de ovan nämnda direktiven. I dir. 1999/30/EG fastställs visserligen särskilda värden beträffande koncentrationen av svaveldioxid, kvävedioxid och kväveoxider, partiklar samt bly i luften, vilket på sitt sätt fungerar som en indikator för vad som åtminstone förutsätts vad gäller de nyss nämnda luftföroreningarna för att god luftkvalitet skall vara vid handen. Gränsvärden för svaveldioxid,⁶⁷⁰ kvävedioxid (NO₂) och kväveoxid

⁶⁶⁶ Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.6.

⁶⁶⁷ När medlemsstater fastställer miljökvalitetsstandarder och regleringen av huvudkällorna för utsläppen så skall standarderna och regleringarna grundas bl.a. på bästa tillgängliga teknik. Se dir. 2000/60/EG artikel 16(8).

⁶⁶⁸ Dir. 1999/30/EG artikel 1.

⁶⁶⁹ Dir. 2000/69/EG artikel 1.

⁶⁷⁰ I dir. 1999/30/EG artikel 3(1) och bilaga I avsnitt I fastslås, för det första, ett timgränsvärde för skydd för människors hälsa på 350 µg/m³, som skall ha uppnåtts 1 januari 2005 och som inte får överskridas mer än 24 gånger per kalenderår. För det andra, fastställs ett dygnsgränsvärde

(NO_x),⁶⁷¹ partiklar⁶⁷² och bly⁶⁷³ utgör numeriska miljö kvalitetsstandarder där det fastställts koncentrationer av respektive förorening i luften under ett visst tidsintervall vilka inte får överskridas. Till denna toleranströskel är sedan i sin tur rättsmedel sammanknutna främst i form av en skyldighet för medlemsstater att vidta åtgärder för att motarbeta förorening så att toleranströskeln inte skall överstigas.⁶⁷⁴ Hur en medlemsstat sedan i det enskilda fallet motarbetar en eventuell förorening är upp till medlemsstaten själv att avgöra.⁶⁷⁵

för skydd för människors hälsa på 125 µg/m³, som skall ha uppnåtts 1 januari 2005 och som inte får överskridas mer än 3 gånger per kalenderår. För det tredje, fastställs ett gränsvärde för skydd för ekosystem på 20 µg/m³, som skall ha uppnåtts 19 juli 2001. Tiden för beräkning av medeltalet för att avgöra om gränsvärdet för skydd av ekosystem överskridits är både ett kalenderår och den så kallade vinterperioden (dvs. 1 oktober–31 mars).

671 I dir. 1999/30/EG artikel 4(1) och bilaga II avsnitt I fastslås, för det första, ett timgränsvärde för skydd för människors hälsa på 200 µg/m³ (NO₂), som skall uppnås 1 januari 2010 och som inte får överskridas mer än 18 gånger per kalenderår. För det andra, fastställs ett årsgränsvärde för skydd för människors hälsa på 40 µg/m³ (NO₂), som skall uppnås 1 januari 2010 utan några undantag beträffande möjligheten att överstiga gränsvärdet. För det tredje, fastställs ett årsgränsvärde för skydd för växtligheten på 30 µg/m³ (NO_x), som skall ha uppnåtts 19 juli 2001. Beträffande tim- och årsgränsvärdet för NO₂ föreskrivs om en övergångsperiod i form av en toleransmarginal som gradvis minskar varje år så att gränsvärdet nås den 1 januari 2010.

672 I dir. 1999/30/EG artikel 5(1) och bilaga III fastslås etappvisa mål. Under etapp I, skall, för det första, ett dygnsgränsvärde för skydd för människors hälsa på 50 µg/m³ (PM₁₀) ha uppnåtts 1 januari 2005. Gränsvärdet får inte överskridas mer än 35 gånger per år. För det andra, skall ett årsgränsvärde för skydd för människors hälsa på 40 µg/m³ (PM₁₀) ha uppnåtts 1 januari 2005 utan några undantag beträffande möjligheten att överstiga gränsvärdet. Under etapp II skall, för det första, samma dygnsgränsvärde för skydd för människors hälsa på 50 µg/m³ (PM₁₀) uppnås 1 januari 2010, men gränsvärdet får överskridas högst 7 gånger per år. För det andra, skall ett årsgränsvärde för skydd för människors hälsa på 20 µg/m³ (PM₁₀) uppnås 1 januari 2010 utan några undantag beträffande möjligheten att överstiga gränsvärdet. Beträffande årsgränsvärdet under etapp II föreskrivs om en toleransmarginal på 50% som minskas gradvis så att det fastslagna gränsvärdet nås 1 januari 2010. Årsgränsvärdet under etapp I som skall ha nåtts 1 januari 2005 är 40 µg/m³ (PM₁₀), medan årsgränsvärdet för etapp II inklusive toleransmarginalen på 50% fr.o.m. 1 januari 2005 är 30 µg/m³ (PM₁₀). Hur dessa krav skall fås att gå ihop är inte helt klart.

673 I dir. 1999/30/EG artikel 6(1) och bilaga IV fastställs ett årsgränsvärde för bly för skydd för människors hälsa på 0,5 µg/m³. Gränsvärdet skall ha uppnåtts 1 januari 2005. I omedelbar närhet av vissa särskilda industriella källor, vilka bör anmälas till kommissionen, som ligger på platser som förorenats av decennier av industriell verksamhet skall gränsvärdet på 0,5 µg/m³ uppnås först 1 januari 2010. Inom dessa områden skall ett årsgränsvärde på 1,0 µg/m³ ha uppnåtts 1 januari 2005. Det område inom vilket högre gränsvärden gäller får inte sträcka sig mer än 1 000 m från en ovan nämnd särskild källa.

674 Se Gerhold – Weber "Verschärfung von Immissionswerten durch EG-Richtlinien und ihre Folgen" 2000, s. 1138–1140, beträffande läget som man befann sig i Tyskland i detta hänseende.

675 Här kan det vara skäl att beakta mål C-320/03 *Kommissionen mot Österrike*, domskälen, punkt 80, där det konstateras att en medlemsstat kan agera vid ett överskridande av en fastställd toleranströskel, trots att tidpunkten då toleranströskeln skall nås inte ännu är vid handen. Hur pass konkret överskridandet skall vara förblir dock aningen oklart. Särskilt ifall något överskridande inte i sig ägt rum innan den nämnda tidsfristen löpt ut, men det ter sig som sannolikt att toleranströskeln kommer att överskridas i framtiden, torde man trots allt godta att en medlemsstat skulle ha kompetens att ingripa även innan tidsfristen löpt ut och trots att toleranströskeln ännu de facto inte överskridits. Jämför dock mål C-320/03, domskälen, punkt 82.

I dir. 2000/69/EG fastställs i sin tur gränsvärden vad gäller koncentrationen av bensen och koloxid i luften vilket beträffande dessa föroreningar kan påstås ange minimikriterier för god luftkvalitet. Gränsvärden för bensen⁶⁷⁶ och koloxid⁶⁷⁷ utgör numeriska miljökvalitetsstandarder där man fastställt koncentrationer av respektive substans i luften under ett visst tidsintervall vilka inte får överskridas. Dessa gränsvärden utgör toleranströskeln som är referenspunkten för rättsmedel vilka dock inte närmare specificerats i dir. 2000/69/EG. Direktivet kan närmast påstås hänvisa till en allmän skyldighet för medlemsstater att vidta nödvändiga åtgärder för att förhindra att toleranströskeln överstigs. Valet av rättsmedel är med andra ord återigen upp till medlemsstaten att avgöra. Visserligen föreskrivs det att medlemsstaterna skall besluta om de påföljder som skall tillämpas då en i nationella implementeringsbestämmelser fastställd toleranströskel överskrids och att dessa påföljder skall vara effektiva, proportionella och avskräckande.⁶⁷⁸ Därutöver ingår dock inga egentliga krav på rättsmedlens funktion eller karaktär.

Det ovan nämnda mönstret beträffande uppläggnings av direktiv som är involverade med luftkvaliteten upprepas i dir. 2002/3/EG beträffande ozon i luften och dir. 2004/107/EG beträffande arsenik, kadmium, nickel och bens(a)pyren i luften. Syftet med direktiven är återigen att fastställa ett målvärde för, å ena sidan, ozonkoncentrationerna i luften respektive, å andra sidan, koncentrationen i luften av arsenik, kadmium, nickel och bens(a)pyren för att undvika, förebygga eller minska skadliga verkningar av, ozon, arsenik, kadmium, nickel och polycykliska aromatiska kolväten på människors hälsa och på miljön i dess helhet.⁶⁷⁹ Ytterligare upprepas målsättningen om en god miljökvalitet i och med att det föreskrivs att man med avseende på ozon respektive arsenik, kadmium, nickel och polycykliska aromatiska kolväten skall se till att luftkvaliteten bibehålls där den är god och att förbättra den i övriga fall.⁶⁸⁰ Målsättningen konkretiseras genom att man fastställt

676 I dir. 2000/69/EG artikel 3(1) och bilaga I fastställs ett årsgränsvärde för bensen för skydd av människors hälsa på $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som skall uppnås 1 januari 2010. Vidare fastställs en toleransmarginal på $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fr.o.m. 13 december 2000. Denna toleransmarginal har minskats för första gången 1 januari 2006 och därefter var tolfte månad med $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ så att gränsvärdet på $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uppnås 1 januari 2010. Zoner och tätbebyggelse kan få en tidsbegränsad förlängning av kommissionen på basis av ansökan av en medlemsstat med motiveringen att gränsvärdet är svårt att uppnå beroende på platsspecifika spridningskaraktäristika eller relevanta klimatförhållanden, t.ex. låg vindhastighet eller förhållanden som främjar avdunstning, och om tillämpningen av åtgärderna skulle förorsaka allvarliga socio-ekonomiska problem. Den tidsbegränsade förlängningen kan högst vara i fem år och gränsvärdet på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ får inte överstigas. Se dir. 2000/69/EG artikel 3(2).

677 I dir. 2000/69/EG artikel 4(1) och bilaga II fastställs ett periodiskt gränsvärde på högsta genomsnittsvärde under 8 timmar dagligen för koloxid för skydd för människors hälsa. Gränsvärdet är $10 \text{ mg}/\text{m}^3$. Gränsvärdet skall ha uppnåtts 1 januari 2005. Vidare fastställs en toleransmarginal på $6 \text{ mg}/\text{m}^3$ fr.o.m. 13 december 2000. Denna toleransmarginal har minskats för första gången 1 januari 2003 och därefter var tolfte månad med $2 \text{ mg}/\text{m}^3$ så att gränsvärdet på $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ uppnåtts 1 januari 2005.

678 Dir. 2000/69/EG artikel 9.

679 Dir. 2002/3/EG artikel 1(a) och dir. 2004/107/EG artikel 1(a).

680 Dir. 2002/3/EG artikel 1(d) och dir. 2004/107/EG artikel 1(b). Beträffande dir. 2004/107/EG existerar en intressant diskrepans vad gäller vilka luftföroreningar direktivet egentligen gäller.

toleranströsklar beträffande ozon i luften⁶⁸¹ respektive arsenik,⁶⁸² kadmium,⁶⁸³ nickel⁶⁸⁴ och bens(a)pyren.⁶⁸⁵ Den fastställda toleranströskeln uttrycks genom ett numeriskt koncentrationssvärde, eller ett så kallat målvärde enligt den utnyttjade ordalydelsen.

Karaktären av ett ovan nämnt målvärde och möjliga frågor beträffande dess kvalifikation som en toleranströskel med den funktion som förutsätts enligt den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet bör i detta sammanhang tas under närmare granskning. Målvärdet skall nämligen endast uppnås i möjligaste mån⁶⁸⁶ eller i största möjliga mån.⁶⁸⁷ Den rättsligt bindande karaktären hos målvärdet kan med fog ifrågasättas på grund av dessa vaga och definitionsmässigt öppna undantag till en skyldighet att uppnå en viss miljökvalitet eller att förhindra att en fastställd toleranströskel överstigs. En icke bindande miljökvalitetsnorm kan väl inte utgöra en toleranströskel enligt vad som förutsätts av den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet? Frågan är i och för sig välgrundad men den

I direktivets namn hänvisas till arsenik, kadmium, kvicksilver, nickel och polycykliska aromatiska kolväten. Däremot avser direktivet endast att målvärden för arsenik, kadmium, nickel och bens(a)pyren fastställs, och att syftet med fastställandet är att förebygga de skadliga följderna av arsenik, kadmium, nickel och polycykliska aromatiska kolväten. Målsättningen i direktivets artikel 1 (b) att upprätthålla eller återställa en god miljökvalitet gäller endast föroreningar förorsakade av arsenik, kadmium, nickel och polycykliska aromatiska kolväten. Omedelbart kan man lägga märke till avsaknaden av kvicksilver vad gäller fastställande av toleranströskeln samt begränsningen till att endast fastställa en toleranströskel beträffande bens(a)pyren vad gäller polycykliska aromatiska kolväten. Förklaringen till den sist nämnda anmärkningen är att bens(a)pyren används som markör för den cancerrisk som polycykliska aromatiska kolväten utgör. Men, avsaknaden av ett målvärde beträffande kvicksilver återstår som ett frågetecken.

681 Enligt dir. 2002/3/EG artikel 3(1) och bilaga I avsnitt II fastställs ett målvärde för skydd av människors hälsa, som utgörs av ett högsta medelvärde på 120 µg/m³ under 8 timmar dagligen. Målvärdet får inte överskridas mer än 25 dagar per kalenderår i medeltal över 3 år. Målvärdet för skydd av växtligheten utgörs av en kalkyl som beräknats utifrån timvärden från maj till juli där man adderat skillnaden mellan timkoncentrationer över 80 µg/m³ och 80 µg/m³. Målvärdet för skydd av växtligheten är ett medelvärde på 18 000 µg/m³·h över 5 år. Målvärden för ozonkoncentrationerna i luften skall uppnås senast 2010. Eftersom medelvärden skall beräknas över en period på 3 respektive 5 år innebär detta att år 2010 blir det första året vars uppgifter används för beräkning av överensstämmelse under de följande 3 respektive 5 åren. Långsiktiga mål vad gäller ozon i luften som skall uppnås med år 2020 som riktmärke enligt dir. 2002/3/EG artikel 4(1), 4(3) och bilaga I avsnitt III utgörs av ett högsta medelvärde under 8 timmar dagligen inom ett kalenderår på 120 µg/m³ beträffande det långsiktiga målet för skydd av människors hälsa, samt summan av skillnaden mellan timkoncentrationer över 80 µg/m³ och 80 µg/m³ beräknat utifrån timvärden från maj till juli på 6 000 µg/m³·h beträffande det långsiktiga målet för skydd av växtligheten.

682 Målvärdet för arsenik, som skall uppnås senast 31 december 2012, är 6 ng/m³. Se dir. 2004/107/EG artikel 3(1) och bilaga I.

683 Målvärdet för kadmium, som skall uppnås senast 31 december 2012, är 5 ng/m³. Se dir. 2004/107/EG artikel 3(1) och bilaga I.

684 Målvärdet för nickel, som skall uppnås senast 31 december 2012, är 20 ng/m³. Se dir. 2004/107/EG artikel 3(1) och bilaga I.

685 Målvärdet för bens(a)pyren, som skall uppnås senast 31 december 2012, är 1 ng/m³. Se dir. 2004/107/EG artikel 3(1) och bilaga I.

686 Dir. 2002/3/EG artikel 2(9).

687 Dir. 2004/107/EG artikel 2(a) och dir. 96/62/EG artikel 2(6).

missar sitt mål eftersom den fortfarande, åtminstone underförstått, förutsätter att miljökvalitetsnormer är exakta eller absoluta. Målvärden utgör endast en aspekt vid fastställandet av toleranströskeln. Eftersom ett målvärde skall uppnås vid mån av möjlighet, måste slutsatsen vara att det existerar andra kriterier som beaktas i bedömningen. Dessa andra kriterier kan i sin tur innebära att det, mer eller mindre, grundat kan anses vara omöjligt att uppnå det fastställda målvärdet, vilket innebär att toleranströskeln i det enskilda fallet fastställs på en annan nivå än den som utpekats av målvärdet. Därmed kan det konstateras att målvärdet endast utgör en aspekt av en miljökvalitetsnorm som kan omkullkastas ifall det, av en eller annan orsak, visar sig vara omöjligt att uppnå målvärdet. Karaktären och funktionen av en sådan dynamisk toleranströskel blir föremål för en närmare granskning i kapitel 7 i denna del av avhandlingen.

En toleranströskel som är fastställd med hjälp av en bindande miljökvalitetsstandard är omutlig i den meningen att den fastställda toleranströskeln inte längre är öppen för tolkning. Detta innebär att utsläppsstandarder som visserligen fastställts för verksamheter i vederbörande ordning kan bli föremål för förändring. Ifall en excessiv inverkan eller effekt äger rum trots att en fastställd utsläppsstandard följts, bör utsläppsstandarderna skärpas.⁶⁸⁸ Detta utgör det enda alternativet, så länge som själva miljökvalitetsstandarderna inte ändras förstås. I värsta fall, ur en verksamhetsutövers perspektiv, innebär detta att verksamheten måste läggas ner, antingen på grund av att det blir tekniskt omöjligt att utöva verksamheten eller för att det blir ekonomiskt olönsamt att bedriva verksamheten. Miljökvalitetsnormer i form av dylika standarder är eventuellt klara och effektiva med tanke på deras förmåga att relativt klart föreskriva toleranströskeln läge, men med samma kunde det påpekas att dylika standarder medför en viss risk för verksamhetsutövers som i god tro bedrivit sin verksamhet enligt gällande föreskrifter, eventuellt efter omfattande investeringar, men på grund av att den förorsakade inverkan eller effekten i miljön överstigit toleranströskeln blir tvungna att lägga ner sin verksamhet.⁶⁸⁹ Vidare har det påpekats att miljökvalitetsstandarder som uttryckts som koncentrationsvärden för ett visst ämne i ett visst medium inte nödvändigtvis är så enkla att operationalisera i praktiken och att dessa kan leda till en hop av problem och orättvisor då bl.a. gränsöverskridande förorening kommer med i bilden.⁶⁹⁰

688 Se t.ex. dir. 2000/60/EG artikel 10(3).

689 Visserligen är en miljökvalitetsnorm, som alltså inte är en miljökvalitetsstandard, åtminstone i teorin lika omutlig, men i praktiken kan det vara möjligt att trots allt tänja på tolkningen av ortskänslighetsbedömningen till följd av vilken toleranströskeln fastställs.

690 Se, särskilt beträffande luftförorening, Revesz "Federalism and environmental regulation: an overview" 2000, s. 48–64, som analyserat symptomen av Clean Air Act i Förenta Staterna vilka uppkommit som en följd av att förorening överskridit delstatsgränser.

5.3 ETT FÖRSÖK TILL FÖRVANDLINGSAUTOMAT

I den miljörettsliga diskursen har man på goda grunder fäst uppmärksamhet vid den existerande svårigheten att på sätt eller annat operationalisera verbala ord och uttryck som i hög grad utnyttjas vid miljörettslig reglering till så absoluta och otvetydiga rättsliga föreskrifter som möjligt.⁶⁹¹ Särskilt viktigt i detta hänseende är att de mål som eftersträvas av den miljörettsliga regleringen faktiskt uppnås.⁶⁹² I samband med denna diskurs har man framfört kritik över gällande rätt, eftersom man upptäckt deficit beträffande hur effektivt antagna miljömål faktiskt i verkligheten uppnås.⁶⁹³ Därmed är det skäl att begrunda hur en transformation eller förvandling från verbala uttryck till mindre tvetydig reglering äger rum i gällande gemenskapslagstiftning. Härmed kommer vissa föreskrifter i vattenramdirektivet (2000/60/EG) att vara av särskilt intresse.⁶⁹⁴

I bilaga V i vattenramdirektivet föreskrivs om vissa biologiska kvalitetsfaktorer samt andra kvalitetsfaktorer till stöd för de biologiska faktorerna som grundläggande faktorer för att avgöra om en vattenförekomst har en god ekologisk status eller, beträffande kraftigt modifierade eller konstgjorda vattenförekomster, en god ekologisk potential, vilket är en förutsättning för att vattenförekomsten skall uppfylla det miljömål som fastslagits, dvs. för att toleranströskeln inte skall överstigas.⁶⁹⁵ Dessa biologiska kvalitetsfaktorer och nämnda stödfaktorer indikerar på ett mer eller mindre utförligt sätt vilken intensitet hos inverkan eller effekt beträffande påverkan i miljön som utgör toleranströskeln.⁶⁹⁶ Om intensiteten

691 Se t.ex. Gipperth *Miljö kvalitetsnormer* 1999, s. 39–49, Kuusiniemi ”Biodiversiteetin suojelu ja oikeusjärjestyksen ristiriidat” 2001, s. 292–300 och Westerlund *Miljörettsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 95–100.

692 Se t.ex., beträffande hur ett immissionsrättsligt problem som involverar luktolägenhet kunde lösas, Hansmann ”Rechtsprobleme bei der Bewertung von Geruchsimmissionen” 1999, s. 1158–1165. Hur kan en olägenhet, såsom lukt, vars karaktär kunde klassificeras som subjektiv (ens stank är en annans doft) på sitt sätt konkretiseras till ett mera allmänt format som är lättare att tillämpa?

693 Se Westerlund *En hållbar rättsordning* 1997, s. 54–66 och Westerlund *Miljörettsliga grundfrågor 2.0* 2003, s. 63–70, beträffande genomförande eller genomdrivande och vissa särskilda problem som kan uppstå inom den miljörettsliga regleringen.

694 Det har även påpekats att dir. 2000/60/EG såtillvida kan anses vara banbrytande eftersom den utgår ifrån fastställda kvalitetsmål som utgångspunkt beträffande huruvida en nationell implementering av direktivet är konform i gemenskapsrättsligt hänseende. Se Faßbender ”Gemeinschaftsrechtliche Anforderungen an die normative Umsetzung der neuen EG-Wasserrahmenrichtlinie” 2001, s. 249.

695 Beträffande definitionen på god ytvattenstatus se dir. 2000/60/EG artikel 2(18) där det förutsätts att både den ekologiska och den kemiska statusen hos ytvattnet skall vara god för att målet i artikel 4(1)(a) skall vara uppnått. Enligt artikel 4(1)(a) skall kraftigt modifierade eller konstgjorda vattenförekomster uppnå en god ekologisk potential och en god kemisk ytvattenstatus.

696 En annan fråga är sedan att möjligheten att kvalificera en vattenförekomst som kraftigt modifierad eller konstgjord kan leda till en urvattning av föreskrifterna enligt dir. 2000/60/EG eftersom medlemsstater eventuellt kunde påstås erhålla en för långtgående möjlighet att avgöra åtgärders praktiska genomförbarhet och på så sätt i sista hand påverka toleranströskeln. Se Schmalholz ”Die EU-Wasserrahmenrichtlinie” 2001, s. 80. Visserligen bör man även hålla i minnet att människan i en avsevärd grad påverkat vattenförekomster på sina håll i Europa. Se t.ex. Holzwarth

överstiger toleranströskeln, är en vattenförekomst inte av god ekologisk status eller god ekologisk potential.

Den allmänna definitionen på god ekologisk status, som vid sidan av den kemiska statusen utgör den andra komponenten för att fastställa toleranströskeln beträffande ytvatten enligt vattenramdirektivet, är i viss mån till sitt ordalag oklar, vilket i och för sig inte torde vara ovanligt för en toleranströskel som uttryckts verbalt. God ekologisk status hos en ytvattenförekomst definieras på allmän nivå genom att hänvisa till att värdena för de biologiska kvalitetsfaktorerna endast får uppvisa små av mänsklig verksamhet framkallade störningar och att dessa kvalitetsfaktorer endast i en liten omfattning får avvika från de värden som normalt gäller för ytvattenförekomsten vid opåverkade förhållanden.⁶⁹⁷ Hur ett uttryck som ”i liten omfattning” skall definieras är naturligtvis en fråga för sig men den allmänna definitionen innehåller en mera långtgående eller allvarligare brist än så. Problemet på det allmänna planet uppdragas när uppmärksamhet fästs vid att definitionen på måttlig ekologisk status, vars ekologiska status är sämre än god, vilket alltså skulle innebära att toleranströskeln beträffande vattenförekomsten hade överstigits, inte är särskilt klar beträffande dess förhållande till toleranströskelns läge. Måttlig ekologisk status definieras nämligen genom att hänvisa till god ekologisk status, men hänvisningen skapar en potentiell gråzon mellan god och måttlig ekologisk status. För att kunna klassificeras som måttlig föreskrivs det beträffande en ytvattenförekomsts ekologiska status att de biologiska kvalitetsfaktorerna skall avvika måttligt från de värden som normalt gäller för ytvattenförekomsten vid opåverkade förhållanden och att värdena visar på måttliga av mänsklig verksamhet framkallade störningar. Bristen ligger i sig inte enbart i vagheten av ett uttryck som ”måttlig”, utan även i att det ytterligare föreskrivs att värdena skall vara avsevärt mer påverkade än vid förhållanden med god status. Här ligger den aktuella frågans kärna, eftersom de allmänna definitionerna på god och måttlig ekologisk status inte passar in i varandra såsom man kanske kunde förvänta sig eller åtminstone hoppas.

Motsvarande definitionsföremål fråga aktualiseras i samband med biologiska kvalitetsfaktorer beträffande kraftigt modifierade eller konstgjorda vattenförekomster, där en förutsättning för att en kraftigt modifierad eller konstgjord vattenförekomst enligt definitionen skall vara av en måttlig ekologisk potential är att värdena för de biologiska kvalitetsfaktorerna är väsentligt mer påverkade än de som föreligger vid ”god kvalitet” vilket torde syfta till den goda ekologiska potentialen.⁶⁹⁸ Men, för att vattenförekomsten skall kunna klassificeras ha en

”Stand der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland und der Harmonisierungsprozess auf EU-Ebene” 2005, s. 513.

697 Tabell 1.2 i bilaga V i dir. 2000/60/EG.

698 Begreppet i dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.5 lyder olika i de olika språkversionerna. I den engelska språkversionen används uttrycket ”good quality” och i den danska språkversionen används uttrycket ”god kvalitet”, vilka alltså motsvarar begreppet god kvalitet som används i den svenska versionen. I den finska språkversionen nämns i sin tur ”hyvät ekologiset olosuhteet”, och i den spanska ”buen estado” som referenspunkt. Mest konsekvent i sitt språkbruk beträffande

god ekologisk potential får värdena för de biologiska kvalitetsfaktorerna högst uppvisa lätta förändringar jämfört med värdena för maximal ekologisk potential.⁶⁹⁹ Givetvis innebär en sådan formulering även att motsvarande tolkningsfrågor beträffande innebörden av uttrycket ”lätta” förändringar kan uppstå, som även kunde uppstå vad gäller definitionen på god ekologisk status och tolkningen av begreppet ”måttlig”.

Beträffande definitionen på maximal ekologisk potential hänvisas till de biologiska kvalitetsfaktorerna som gäller för den närmast jämförbara typen av ytvattenförekomst.⁷⁰⁰ Det är i viss mån oklart vad som avses med ”typen av ytvattenförekomst”. Beträffande kvalitetsfaktorer hänvisas till kvalitetsfaktorerna för den grundvattenkategori⁷⁰¹ som närmast liknar den kraftigt modifierade eller konstgjorda vattenförekomsten i fråga.⁷⁰² Men den nyss ställda frågan riktas närmast till vilken status den närmast jämförbara typen av ytvattenförekomst bör ha. Man kunde föreställa sig två alternativa tolkningar. Antingen hänvisas det till de typspecifika förhållandena och samhällena, dvs. till en hög ekologisk status, eller så hänvisas det till en god ekologisk status. Eftersom det är fråga om en maximal ekologisk potential, dvs. det som i praktiken kunde vara möjligt, torde det första alternativet vara det korrekta. Det är de typspecifika förhållandena och samhällena som utgör referenspunkten för en maximal ekologisk potential.⁷⁰³ Det är sedan en annan sak att den maximala ekologiska potentialen i praktiken, på grund av de faktiska förhållandena, kan ligga närmare värden som är i närheten av en god ekologisk status. Denna tolkning stöds även av faktumet att beträffande hydromorfologiska faktorer är den maximala ekologiska potentialen definierad genom en hänvisning till att förhållandena i praktiken ligger närmast ett ekologiskt oförändrat tillstånd. Det är endast vattenförekomstens konstgjorda eller kraftigt förändrade karakteristika som påverkar de hydromorfologiska förhållandena.⁷⁰⁴ Den relativa måttstocken som utnyttjas för att fastställa en god ekologisk potential torde därmed utgöras av de typspecifika förhållandena eller, i sådana enskilda fall då dessa i praktiken inte kunde nås, de värden som i praktiken i bästa fall kunde uppnås. Från dessa ”maximala” värden får de aktuella värdena uppvisa endast lätta förändringar för att den kraftigt modifierade eller konstgjorda vattenförekomsten skall kunna klassificeras ha en god ekologisk potential.

konstgjorda och kraftigt modifierade ytvattenförekomsters klassificering är dock t.ex. den tyska och den franska språkversionen där det syftas till värden som gäller vid en god ekologisk potential (”bei einem guten ökologischen Potential” respektive ”dans le cas d’un bon potentiel écologique”). Den sistnämnda är givetvis logisk och genomskådlig eftersom den bibehåller den inre logiken hos klassificeringen genom att knyta samman klassificeringen av måttlig ekologisk potential och god ekologisk potential då en direkt hänvisning beträffande förhållandet mellan värdena för de biologiska kvalitetsfaktorerna görs.

699 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.5.

700 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.5.

701 Denna term som utnyttjas i dir. 2000/60/EG bör inte konfunderas med ordet grundvatten.

702 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.1.5.

703 Jämför dock med Grimeaud ”Reforming EU Water Law” 2001, s. 48, som är av den åsikten att maximal ekologisk potential utgörs av ”values as close as possible to ’good ecological status’”.

704 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.5.

För att återgå till definitionen på och den aktualiserade frågan beträffande god ekologisk status är det skäl att konstatera att denna definition innehåller ett maximi-intervall vad gäller av mänsklig verksamhet framkallade störningar. Störningen får endast avvika i liten omfattning från de värden som normalt gäller vid opåverkade förhållanden, om störningen är mera omfattande än så, är statusen sämre än god. Definitionen på god ekologisk status blir problematisk först i samband med att den inte längre betraktas i isolation från definitionen på måttlig ekologisk status. Definitionen på måttlig status fastställer nämligen att värdena för kvalitetsfaktorer skall vara avsevärt mer påverkade än vid förhållanden med god status. Ifall värdena inte är avsevärt mer påverkade än vid god status är vattenförekomstens status enligt definitionen inte måttlig, utan enligt ett motsatsslut, bättre än måttlig, dvs. god, eftersom ingen ytterligare kategori mellan måttlig och god existerar. Men för att statusen skulle kunna vara god får värdena för kvalitetsfaktorerna avvika endast i liten omfattning från opåverkade förhållanden. Detta innebär att definitionerna på god och måttlig status inte går ihop. Vilken status har en vattenförekomst som inte uppfyller kriteriet som fastställts enligt definitionen för god ekologisk status och som därmed inte kunde klassificeras som god men där kvalitetsvärdena inte är avsevärt mer påverkade än vid god status, och som därmed inte är måttlig?

Figur 1

Måttlig status	– avsevärt mer störningar än en avvikelse av liten omfattning enligt god status
”Limbo” status	– mera än avvikelse av liten omfattning men mindre än avsevärt mer störningar
God status	– mera än mycket små förändringar men som endast avviker i liten omfattning från opåverkade förhållanden
Hög status	– inga eller endast mycket små av människan framkallade förändringar
Opåverkat förhållande	_____

Figuren illustrerar på vilket sätt förhållandet mellan definitionen på god och måttlig ekologisk status är problematiskt. Grupperingen i figuren är utförd i enlighet med en stigande intensitet av inverkan och effekt, så att ett opåverkat förhållande placerats lägst ner. Den limbo status som i princip åstadkoms beror på att god ekologisk status är definierat i förhållande till opåverkade förhållanden, vilket innebär att det inte existerar ett utrymme för att tänja på definitionen och på så sätt få den att sammansmälta smidigt med definitionen på måttlig ekologisk status.

För att komma ut ur det aktuella dilemmat är det skäl att betrakta en möjlig lösning. Man kunde nämligen fråga sig huruvida klassificeringen av en vattenförekomsts ytvattenstatus borde göras på basis av en helhetsbedömning, dvs. ett medeltal av något slag av värdena hos de olika delkomponenterna eller kvalitetsfaktorerna, som beaktas då man avgör en vattenförekomsts status. Detta kunde delvis förklara det något kryptiska läget som man hamnat i till följd av de ovan behandlade definitionerna. Det är dock skäl att omedelbart konstatera att klassificeringen av ekologisk status och ekologisk potential till följd av resultaten av den biologiska och fysikalisk-kemiska övervakningen, avseende de relevanta kvalitetsfaktorerna, skall anges enligt det lägsta värdet.⁷⁰⁵ Därmed är argumentet för en helhetsbedömning med tillåten sammanjämkning, som brobyggare mellan definitionen på god och måttlig status, svagt. Vid den faktiska klassificeringen av ytvattenförekomstens ekologiska status skall dessutom inte den allmänna definitionen utnyttjas, där alltså det uppdagade tolkningsproblemet går att finna, utan i stället de särskilda värdena för de skilda vattenkategorierna.⁷⁰⁶ Frågan om en helhetsbedömning kunde dock dyka upp så att säga köksvägen i samband med att vattenramdirektivets föreskrifter om ett särskilt förfarande, där de verbalt uttryckta värdena eller kvalitetsnormerna ombildas till numeriska värden, tillämpas. Därmed är det skäl att behandla ombildningen eller förvandlingen till numeriska kvalitetsvärden eller miljökvalitetsstandarder parallellt med en redogörelse över de relevanta faktorerna som bör beaktas vid fastställandet av toleranströskeln.

I avsnitt 1.2 i bilaga V i vattenramdirektivet har god ekologisk status för ytvatten definierats skilt för floder, sjöar, vatten i övergångszon⁷⁰⁷ och kustvatten.⁷⁰⁸ Vidare anges i samma veva även definitionen på god ekologisk status på allmän nivå som behandlats ovan. Definitionen på god ekologisk status för ytvatten är uppspjälkad i olika kvalitetsfaktorer. Beträffande floder, sjöar och vatten i övergångszon utgörs dessa faktorer av, för det första, biologiska faktorer och, för det andra, hydromorfologiska faktorer samt kemiska och fysikalisk-kemiska faktorer som stöd för de biologiska faktorerna. Beträffande kustvatten utgörs faktorerna av, för det första, biologiska faktorer och, för det andra, hydromorfologiska faktorer samt kemiska och fysikalisk-kemiska faktorer till grund för de biologiska faktorerna.⁷⁰⁹ Innanför varje enskild kvalitetsfaktor som

705 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.4.2(i-ii). Med andra ord kommer den ekologiska statusen av en ytvattenförekomst att vara måttlig trots att alla kvalitetsfaktorer skulle vara av hög status förutom en enskild som skulle vara av måttlig status.

706 Dessa värden är uppräknade i dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.1–1.2.4.

707 Med vatten i övergångszon avses enligt artikel 2(6) i dir. 2000/60/EG en ”förekomst av ytvatten i närheten av flodutlopp som delvis är av salthaltig karaktär till följd av närheten till kustvatten men som på ett väsentligt sätt påverkas av sötvattenströmmar.”

708 Enligt artikel 2(7) i dir. 2000/60/EG definieras kustvatten som det ytvatten som finns innanför det vattenområde som sträcker sig en sjömil utanför den baslinje från vilken bredden av territorialvattnet mäts, och som sträcker sig till den yttre gränsen för vatten i övergångszon.

709 Avsnitt 1.1 i bilaga V i dir. 2000/60/EG.

uppräknats ovan skall varje delfaktor uppfylla det krav på god status som ställs i bilaga V i vattenramdirektivet. Detta är i sig inte explicit föreskrivet i samband med själva definitionen, men de enskilda tabellerna som innehåller definitionerna på hög, god och måttlig status är uppbyggda så att delfaktorernas underordnade karaktär är relativt klar.⁷¹⁰ För att kvalitetsfaktorns status skall vara god bör alla enskilda delfaktorer minst falla innanför ramen för vad som föreskrivs beträffande god status. Ifall en delfaktor är sämre än god skulle inte kvalitetsfaktorn uppfylla definitionen på god status. Den sämsta delfaktorn avgör vilken status den ifrågavarande kvalitetsfaktorn har.

Däremot kunde förhållandet mellan de olika kvalitetsfaktorerna⁷¹¹ vad gäller klassificeringen av en ytvattenförekomsts ekologiska status eventuellt kunna påstås vara mera flexibelt. Det har redan tidigare påpekats att en verbalt uttryckt miljökvalitetsnorm i allmänhet är vagare än dess numeriskt uttryckta syskon. Språkliga ord och uttryck tillförs inte ett lika klart rangordnings- eller kvalifikationsinstrument av språkvetenskaper som numeriska uttryck tillförs av matematiken. Definitionerna på god och måttlig ekologisk status innehåller två huvudsakligen framkommande uttryck som är essentiella för ytvattenförekomstens klassificering. Om de påträffade förändringarna hos ytvattenförekomstens biologiska kvalitetsfaktorer är ”lätta” klassificeras förekomsten som en förekomst av god ekologisk status. Däremot, om de påträffade förändringarna är ”måttliga”, så klassificeras förekomsten som en förekomst av måttlig ekologisk status. Vilken intensitet skall förändringarna ha för att de endast skall anses vara ”lätta” vilket är avgörande beträffande toleranströskeln som är sammankopplad med definitionen på god ytvattenstatus?⁷¹²

Vattenramdirektivet innehåller ett intressant verktyg för att ombilda eller förvandla de verbala uttrycken såsom ”lätt förändring” eller ”måttlig förändring” till ett numeriskt värde.⁷¹³ Om förvandlingsredskapet är tillräckligt flexibelt, dvs. tillåter att uttryck som ”lätt” och ”måttlig”, beträffande de olika delfaktorerna i samband med definitionerna på de biologiska kvalitetsfaktorerna för de olika vattenkategorierna, kan förvandlas relativt fritt, så kommer den ovan nämnda, redan övergivna helhetsbedömningen, åter med i bilden. Ett flexibelt förvandlingsredskap kunde ju innebära att förvandlingen till numeriska värden av de olika delfaktorerna görs så att man i samband med vissa delfaktorer tänjer ut på vad som är en ”lätt förändring” medan man i samband med andra tolkar begreppet ”lätt förändring” relativt strikt. Då kommer slutresultatet, dvs.

710 Vidare bör man beakta dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.4.2(i–ii).

711 Dvs. de biologiska faktorer samt hydromorfologiska faktorer och kemiska och fysikalisk-kemiska faktorer som stöd för de biologiska faktorerna beträffande floder, sjöar och vatten i övergångszon och biologiska faktorer samt hydromorfologiska faktorer och kemiska och fysikalisk-kemiska faktorer till grund för de biologiska faktorerna beträffande kustvatten.

712 Denna vaghet har kritiserats som en akilleshäla hos vattenramdirektivet. Se Grimeaud ”Reforming EU Water Law” 2001, s. 45–47. Även han medger dock att denna vaghet är typisk för verbala uttryck.

713 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.4.1.

klassificeringen, i praktiken att utgöras av en helhetsbedömning.⁷¹⁴ I samband med definitionen på den ekologiska statusen föreskrivs inte om någon eventuell helhetsbedömning som skulle basera sig på ett eventuellt medeltal eller hur en liknande beräkning hos de olika kvalitetsfaktorerna skulle härledas eller räknas ut. Detta är naturligt eftersom helhetsbedömningen i den form som det varit tal om ovan i första hand i teorin är utesluten.⁷¹⁵ Frågan riktas alltså till förvandlingsverktygets flexibilitet, eller, kanske mera noggrannare uttryckt, till vilken karaktär en eventuell flexibilitet har.

I syfte att beräkna de övriga värdena för de biologiska kvalitetsfaktorerna, vid sidan om den höga statusen eller den höga potentialen som fastställts,⁷¹⁶ skall medlemsstaterna upprätta särskilda övervakningssystem.⁷¹⁷ Systemens transparens och jämförbarhet försäkras genom en redovisning i form av så kallade ekologiska kvalitetskvoter för klassificering av ekologisk status. Kvoten uttrycks som ett numeriskt värde mellan noll (0) och ett (1) där de fastställda typspecifika förhållandena, eller, med andra ord, en hög ekologisk status eller potential, finner sin motsvarighet i ett värde nära ett (1) och förhållanden med dålig ekologisk status eller potential finner sin motsvarighet i ett värde nära noll (0).⁷¹⁸ Därmed skall skalan indelas i god, måttlig och otillfredsställande enligt definitionen i vattenramdirektivets bilaga V avsnitt 1.2. Allt som allt omfattas skalan alltså av fem kategorier. Värdet för gränsen mellan hög och god status samt mellan god och måttlig status skall fastställas genom ett särskilt interkalibreringsförfarande, som, trots att det ger ett visst utrymme för manöver åt medlemsstaterna, är bundet till den gemenskapsrättsliga ramen, särskilt beträffande den ovan behandlade definitionen på ekologisk status.⁷¹⁹

714 Givetvis kunde denna uttänjning göras utan något förvandlingsverktyg. Uttrycket ”lätt förändring” kunde tolkas mera strikt beträffande en delfaktor än en annan.

715 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.4.2(i–ii).

716 Med fastställning i dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.4.1 torde man syfta till fastställningen av de typspecifika förhållandena som det föreskrivs om i direktivets bilaga II avsnitt 1.3 och som har ett samband med karakteriseringen av vattenförekomster enligt direktivets artikel 5 och bilaga II. Därmed skulle man inte i direktivets bilaga V avsnitt 1.4.1 avse en beräkning av värden beträffande en hög status eller en hög potential, eftersom dessa redan fastställts enligt direktivets bilaga II avsnitt 1.3 då de typspecifika referensförhållandena fastställts.

717 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.4.1(i).

718 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.4.1(ii).

719 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.4.1(iii–vi). Europeiska kommissionens roll i interkalibreringsförfarandet är att säkerställa att klassgränserna fastställs i överensstämmelse med de rättsliga definitionerna i avsnitt 1.2 i bilaga V i vattenramdirektivet och att klasserna är jämförbara medlemsstaterna emellan. Interkalibreringsförfarandet omfattar även att ett interkalibreringsnät av övervakningsstationer upprättas. Inom varje så kallad ekoregion i gemenskapen skall, beträffande ett urval av de typer av ytvattenförekomster som finns inom ekoregionen, för varje vald typ av ytvattenförekomst finnas minst två övervakningsstationer som motsvarar gränsen mellan hög och god status samt gränsen mellan god och måttlig status. Antagandet tycks vara att ingen medlemsstat uppfyller miljömålen, eftersom det i ett sådant fall endast skulle finnas vattenförekomster med god eller hög status. Resultaten av tillämpningen av de nationella övervakningssystemen på stationerna skall användas för att fastställa de numeriska värdena som uttrycker den ekologiska kvalitetskvoten.

Förvandlingen från verbala uttryck till numeriska värden i enlighet med vattenramdirektivets föreskrifter känns dock som ett försök, dömt att misslyckas. En förändring från ett vagt uttryck som lämnar rum för tolkning torde helt enkelt inte kunna åstadkommas genom någon enkel manöver eller något okomplicerat verktyg. En metamorfos till ett exakt numeriskt värde, utan att förvandlingen själv skulle förbli bortom någon kritik beträffande dess trovärdighet eller klarhet, kan av skeptikern förebrås för att i själva verket utgöra en synvilla. Trots att interkalibreringsförfarandet innehåller en harmoniserande funktion på gemenskapsnivå, så är det på medlemsstatsnivå som den kanske avgörande ”numeraliseringen”, dvs. förvandlingen av vaga ord och uttryck till numeriska värden, sker. Det är medlemsstaternas uppgift att beräkna värdena för en enskild ytvattenförekomst och dess typspecifika referensförhållanden.⁷²⁰ Först i samband med att dessa beräkningar skall redovisas i form av den ekologiska kvalitetskvoten, träder interkalibreringsförfarandet på gemenskapsnivå in i bilden genom att delta i fastställandet av gränsen mellan, å ena sidan, hög och god status samt, å andra sidan, god och måttlig status.⁷²¹ Ifall de ursprungliga beräkningarna på medlemsstatsnivå gjordes med en helhetsbedömning av de relevanta biologiska kvalitetsfaktorerna beträffande den ekologiska statusen i sikte, så skulle den ovan diskuterade helhetsbedömningen implicit i praktiken komma in i bilden. Även om detta skulle vara förkastligt skulle det eventuellt vara svårt att upptäcka om en beräkning av värdena för de enskilda biologiska kvalitetsfaktorerna gjorts uppriktigt eller inte.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att de skilda kvalitetsfaktorerna utgör ett sätt att beskriva vilka faktorer som är avgörande när värdet på den ekologiska statusen (hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig) klassificeras. Kvalitetsfaktorernas funktion i bilaga V i vattenramdirektivet är därmed på sitt sätt demonstrativ eller åskådliggörande. Detta konkretiseras ytterligare i och med att kvalitetsfaktorerna (biologiska, hydromorfologiska, kemiska och fysikalisk-kemiska) dessutom grupperas i olika delfaktorer som skall beaktas vid en bedömning. Det är alltså i princip fråga om en helhetsbedömning, men helhetsbedömningen innebär att alla de premisser som finns uppräknade under alla enskilda delfaktorer utgör villkor för att klassificering enligt en viss status (hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig) skall kunna ske. Klassificeringen av den ekologiska statusen hos varje enskild vattenförekomst skall därmed göras utan att ta hänsyn till någon helhetsbedömning där en kvalitetsfaktor eller flera kvalitetsfaktorer med värdet måttlig, otillfredsställande eller dålig kunde jämkas med en kvalitetsfaktor eller flera kvalitetsfaktorer med värdet hög. Om en sådan sammanjämkning åstadkoms genom att manipulera beräkningen av det enskilda kvalitetsvärdet, är den likaså otillåten enligt vattenramdirektivet. Definitionen

⁷²⁰ Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.4.1(i–ii).

⁷²¹ Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.4.1(iii–ix). Se Grimeaud ”Reforming EU Water Law” 2001, s. 45–46, som tycks befara att vattenramdirektivets modell för förvandlingen från verbala till numeriska uttryck är alltför lös och lämnar för mycket utrymme för tolkning och manöver för medlemsstaterna.

om att endast ”lätta förändringar” får förekomma för att en delfaktor kan klassificeras vara god kan inte kringgå genom en artificiell beräkning där delfaktorn klassificeras vara god till följd av att beräkningen töjt ut på vad som kan anses vara en ”lätt förändring”. Faktumet att ett sådant klandervärt förfarande kan vara svårt att upptäcka eller bevisa är en annan sak.⁷²²

Slutsatserna beträffande fastställandet av den ekologiska potentialen hos kraftigt modifierade eller konstgjorda vattenförekomster drar åt samma håll eftersom fastställandet är uppbyggt på ett motsvarande sätt, men kvalitetsfaktorernas inbördes funktion är på sitt sätt klarare uttryckt. De hydromorfologiska och allmänna fysikalisk-kemiska faktorerna är helt eller delvis sammankopplade med de biologiska kvalitetsfaktorerna. För att de hydromorfologiska faktorerna skall vara av god ekologisk potential förutsätts det att förhållandena är sådana att värdena för de biologiska kvalitetsfaktorerna kan uppnås. Likaså skall värdena för de fysikalisk-kemiska faktorerna, temperatur och pH, samt koncentrationen av näringsämnen ligga innanför det intervall eller inte överstiga de nivåer som har fastställts för att de biologiska kvalitetsfaktorerna skall uppnås och för att ekosystemets funktion skall säkerställas.⁷²³

6 FÖRSÄMRINGSFÖRBUD – EN FÖRBUDSPUNKT TROTS ALLT

6.1 FÖREBYGGA, BIBEHÅLLA OCH FÖRBJUDA

Föreskrifter om luftkvalitet undergår för närvarande en revideringsprocess. Förslagen är dock av ett visst intresse eftersom det går att upptäcka en möjlig ändring av infallsvinkel som även är relevant för systematiken av den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Därmed är det skäl att i korthet undersöka hur legislativa förändringsförslag förhåller sig till den redan behandlade formeln att fastställa toleranströskeln. Enligt förslaget till europaparlamentets och rådets direktiv om luftkvalitet och renare luft i Europa⁷²⁴ skall medlemsstater beträffande zoner och tätbebyggelse där nivåerna av svaveldioxid, kvävedioxid, PM₁₀, PM_{2,5}, bly, bensen och koloxid i luften underskrider respektive fastställda gränsvärden eller koncentrationstak enligt bilagorna XI och XIV i direktivförslaget se till att denna luftkvalitet upprätthålls.⁷²⁵ Ordvalet i direktivförslaget är i viss mån oklart beträffande vilken betydelse den fastställda toleranströskeln i form av gränsvärdet

722 För övrigt har det med fog påpekats att det krävs långtgående ansträngningar för att så att säga operationalisera de kvalitetsmål som fastställts i dir. 2000/60/EG artikel 4. Se Schmalholz ”Die EU-Wasserrahmenrichtlinie” 2001, s. 74.

723 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.2.5.

724 KOM(2005) 447 slutlig. Den föreslagna revideringen sker i samband med den tematiska strategin för luftförorening. Se KOM(2005) 446 slutlig.

725 KOM(2005) 447 slutlig artikel 12.

eller koncentrationstaket har. I lufttramdirektivet (96/62/EG) är motsvarande bestämmelse på sitt sätt klarare formulerad eftersom det klart fastställs att i zoner och tätbebyggelse där nivåerna för relevanta föroreningar understiger ett fastställt gränsvärde, så skall medlemsstaterna bibehålla föroreningsnivåerna under gränsvärdena och sträva efter att bevara den bästa luftkvalitet som är förenlig med en hållbar utveckling.⁷²⁶ Det är fortfarande det fastställda gränsvärdet som utgör toleranströskeln, och medlemsstater är skyldiga att se till att toleranströskeln inte överstigs. Någon explicit skyldighet att i sig bibehålla den bättre nivån på luftkvalitet existerar inte, förutsatt att man strävar efter att bibehålla kvaliteten på en sådan nivå som är förenlig med en hållbar utveckling, vad detta nu än må betyda.

I direktivförslaget (KOM(2005) 447 slutlig) föreskrivs däremot inte explicit att det skulle vara tillräckligt att endast bibehålla luftkvalitetsnivåer på en sådan nivå att ett fastställt gränsvärde inte skulle överstigas. Det förutsätts att luftkvaliteten skall upprätthållas, vilket kunde anses hänvisa till bevarande av status quo, dvs. att den luftkvalitet som är bättre än vad som skulle förutsättas enligt toleranströskeln, eller det fastställda gränsvärdet skall bibehållas. Det skulle med andra ord inte existera en buffertmarginal som kunde utnyttjas, så att luftkvaliteten, där den är bättre än vad som förutsattes av en fastställd toleranströskel, kunde försämrats till en nivå som överensstämde med det fastställda gränsvärdet. Detta skulle innebära en form av absolut förbud att försämma luftkvaliteten, trots att själva gränsvärdet inte överskreds till följd av försämringen. Hänvisningen till ”denna luftkvalitet”⁷²⁷ kan anses rikta sig till den aktuella luftkvaliteten inom en zon eller tätbebyggelse, oberoende av hur mycket nivåerna av svaveldioxid, kvävedioxid, PM₁₀, PM_{2,5}, bly, bensen och koloxid i luften underskrider respektive gränsvärden eller koncentrationstak. Därmed skulle direktivförslaget (KOM(2005) 447 slutlig) innehålla ett försämringsförbud som fastställer toleranströskeln på en lägre nivå beträffande sådana föroreningar där fastställda gränsvärden eller koncentrationstak underskrids. Denna tolkning är i och för sig i samklang med det angivna syftet hos direktivförslaget, nämligen att upprätthålla luftkvaliteten där den är god och förbättra den i övriga fall.⁷²⁸ Frågan förblir dock i viss mån obesvarad dels på grund av att god luftkvalitet inte explicit definierats i direktivförslaget.⁷²⁹

726 Dir. 96/62/EG artikel 9. Visserligen kunde någon med fog påpeka att en hänvisning till ”den bästa luftkvalitet som är förenlig med en hållbar utveckling” inte är ett särskilt klart eller entydigt uttryck.

727 I den engelska, tyska respektive franska språkversionen används uttrycket ”that air quality status”, ”diese Luftqualität” respektive ”cette qualité de l’air”, vilka kan påstås innehålla motsvarande oklarhet.

728 KOM(2005) 447 slutlig artikel 1(5).

729 Det är skäl att påpeka att man inte kan dra några direkt uttömmande slutsatser från den jämförelsetabell i bilaga XVII till KOM(2005) 447 slutlig där en parallell dragits mellan artikel 12 i KOM(2005) 447 slutlig och dir. 96/62/EG artikel 9. Jämförelsetabellen i bilaga XVII till KOM(2005) 447 slutlig är endast ett verktyg för att bättre kunna jämföra vilka föreskrifter i dir. 96/62/EG, dir. 1999/30/EG, dir. 2000/69/EG respektive dir. 2002/3/EG finner sin motsvarighet

Ett försämringsförbud, som på sitt sätt skulle fungera parallellt med en annan fastställd toleranströskel, kunde anses skapa en viss diskrepans beträffande den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, som ändå utgår ifrån toleranströskeln, som utgör det centrala elementet på vilket den gestaltade teorin är uppbyggd. Det är dock skäl att konstatera att faktumet att ett försämringsförbud skulle existera innebär inte att den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet skulle vara motstridig eller ens svårtillämpbar. Försämringsförbudet fungerar parallellt med den genom gränsvärden fastställda toleranströskeln på så vis att förbudet utgör i sig en toleranströskel som tillämpas vid sådana fall där intensiteten hos effekten eller inverkan i miljön är på lägre nivå än vad som förutsätts av den genom gränsvärdet fastställda toleranströskeln. På basis av en form av ortskänslighetsbedömning⁷³⁰ blir toleranströskeln inte fastställd under alla omständigheter på en allmän europeisk nivå utan påverkas av lokala förhållanden i den meningen att luftkvaliteten där den är bättre än vad som skulle förutsättas av den allmänna europeiska miljö kvalitetsstandardens skall bibehållas på denna goda nivå. Miljö kvalitetsnormen skulle alltså ha två egg, å ena sidan, bör man beakta en allmän miniminivå som skall uppnås, men, å andra sidan, råder ett försämringsförbud i områden där luftkvaliteten är på en bättre nivå än vad som skulle förutsättas enligt miniminivån.

Trots att intensitetsnivån hos inverkan och effekter i miljön är under gränsvärdet betyder detta inte att inga skyldigheter eller begränsningar skulle förekomma. Tanken om att oönskade miljökonsekvenser vid mån av möjlighet bör förebyggas innebär att rättsmedel beträffande normativ miljö kvalitet och dess förhållande till toleranströskeln kan beakta redan möjligheten, risken eller sannolikheten för att en inverkan eller effekt äger rum i miljön. En kränkning av den normativa miljö kvaliteten, dvs. att eventuella rättsmedel, antingen proaktiva eller reaktiva, blir aktuella, kan aktualiseras redan i och med att en kränkning av den normativa miljö kvalitet kunde inträffa. Att förebygga, bibehålla eller förbjuda kan egentligen påstås utgöra olika aspekter av en och samma sak, dvs. en fastställd normativ miljö kvalitet där redan själva toleranströskeln ger ett tips om tillämpliga följdnormer. Det är skäl att ta en närmare titt på detta fenomen inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet.

i KOM(2005) 447 slutlig. Däremot kan man inte dra någon slutsats om att det avsedda innehållet i föreskrifterna i respektive bestämmelser till punkt och pricka skulle ha exakt samma innehåll eller vara likadana.

730 I detta fall kunde det vara närmare sanningen att utnyttja uttrycket ortsvanlighetsbedömning, eftersom det inte nödvändigtvis förutsätts att någon särskild känslighet skulle påverka ortskänslighetskriteriet. Faktumet att toleranströskeln blir fastställd på en nivå som är rådande vid en viss tidpunkt, innebär inte i sig att det inom detta område skulle existera någon särskild känslighet hos miljön som i sig skulle förutsätta att den bättre nivån bibehölls. Ortskänslighet har dock utnyttjats i en omfattande betydelse i denna forskning, vilket innebär att ortsvanlighetsaspekter som sådana beaktas i ortskänslighetsbedömningen. Ortskänsligheten kan självklart i enskilda fall bli avgjord på basis av kriterier som man med fog kunde påstå utgöras av ortsvanlighetskriterier. Se del I kapitel 3.2

6.2 ATT FÖREBYGGA MEN INTE ÅTERSTÄLLA

Beträffande särskilda skyddsområden enligt fågeldirektivet (79/409/EEG) samt områden av gemenskapsintresse⁷³¹ och särskilda bevarandehabitatdirektivet (92/43/EEG) ställs vissa minimikrav på hur rättsmedel skall fungera och vilket slutresultat de skall ha.⁷³² Medlemsstaterna skall, inom de nyss nämnda områdena,⁷³³ vidta lämpliga åtgärder för att förhindra, för det första, en försämring av livsmiljöerna och habitaterna för arterna, samt, för det andra, störningar av de arter för vilka områdena har utsetts.⁷³⁴ Skyldigheten att förhindra störningar av en art är dock kvalificerat såtillvida att endast sådana störningar som kan ha betydande konsekvenser för bibehållandet eller återställandet av en gynnsam bevarandestatus bör förhindras.⁷³⁵ Försämring av livsmiljöer eller habitat skulle däremot inte vara kvalificerat på motsvarande sätt, utan, en försämring, i princip oberoende av dess typ eller omfång, bör förhindras. Vad som avses med försämring är dock öppet för tolkning och det skulle inte vara otänkbart att man med försämring syftar till sådan påverkan som har betydelse beträffande om den gynnsamma bevarandestatusen bibehålls eller återställs. Då skulle det inte heller i princip spela någon roll huruvida följden innebär att en livsmiljö eller ett habitat för vilket området inrättats eller en annan livsmiljö eller ett annat habitat försämras. Endast följden skulle därmed vara av betydelse.⁷³⁶

731 Detta gäller områden av gemenskapsintresse som upptagits på den lista över områden av gemenskapsintresse som antagits av kommissionen genom det s.k. komitologi-förfarandet. Se dir. 92/43/EEG artikel 4(2), 4(3) och 21.

732 Dir. 92/43/EEG artikel 4(5).

733 Se dir. 92/43/EEG artikel 7, där det föreskrivs att bl.a. förpliktelsen i dir. 92/43/EEG artikel 6(2) om att förhindra försämring av livsmiljöer eller habitat eller störning av arter gäller särskilda skyddsområden som klassificerats enligt fågeldirektivet (79/409/EEG).

734 Dir. 92/43/EEG artikel 6(2). Huruvida uttrycket ”för vilka områdena har utsetts” endast syftar till arter eller även till livsmiljöer och habitat för arter har diskuterats och även behandlats i denna forskning. I Europeiska kommissionen *Skötsel och förvaltning av Natura 2000-områden – Artikel 6 i art- och habitatdirektivet 92/43/EEG 2000*, s. 26–27, anses det att de åtgärder som bör vidtas endast gäller de livsmiljöer och arter för vilka området utsetts. Av motsatt åsikt är de Sadeleer och Born, som anser att försämringsförbudet omfattar alla livsmiljöer och habitat inom området, inte endast de för vilka området utsetts. Som stöd för detta argument hänvisas till mål C-75/01 *Kommissionen mot Luxemburg*, domskälen, punkt 42, där det konstateras att en bestämmelse som uttryckligen endast gäller vissa typer av biotoper inte förefaller kunna säkerställa att ”alla livsmiljöer och alla habitaterna för de arter som befinner sig i [ett särskilt bevarandehabitat] skyddas mot försämring av dem”. Se de Sadeleer – Born *Droit international et communautaire de la biodiversité* 2004, s. 518.

735 I dir. 92/43/EEG artikel 6(2) talas om betydande konsekvenser för målen med direktivet. Detta torde inte syfta till något annat än bibehållandet och återställandet av en gynnsam bevarandestatus.

736 En nitisk och skrupulös läsare kunde eventuellt lägga märke till att skyldigheten att vidta åtgärder enligt den svenska språkversionen av dir. 92/43/EEG artikel 6(2) är begränsad till åtgärder inom de särskilda bevarandehabitaterna. Däremot kunde skyldigheten att förhindra en försämring av livsmiljöer och habitat tolkas ligga på en mera allmän nivå utan en motsvarande begränsning i ett geografiskt hänseende såtillvida att skyldigheten inte skulle begränsas till enbart livsmiljöer och habitat som ligger inom gränserna för det särskilda bevarandehabitatet, trots att det endast förutsatts att eventuella åtgärder vidtas inom det särskilda bevarandehabitatet.

Det är dock skäl att påpeka att införlivandet i nätverket Natura 2000 redan är ett rättsmedel vars syfte är att säkerställa att den gynnsamma bevarandestatusen bibehålls eller återställs, dvs. att förhindra att den fastställda toleranströskeln överstigs. I annat fall finns det en risk att försämringsförbudet i artikel 6(2) i habitatdirektivet inte skulle vara sammanknutet till toleranströskeln på ett till fullo konkret sätt. Detta kunde leda till att försämringsförbudet i artikel 6(2) samt bedömning och godkännande av planer och projekt i artikel 6(3) i habitatdirektivet inte skulle baseras på liknande kriterier. Försämringsförbudet skulle även framstå som ett rättsmedel av en så gott som absolut karaktär vars sammanfogning i Natura 2000-nätverkets syften inte eventuellt skulle vara helt friktionsfritt. Om sammankopplingen till toleranströskeln bibehölls skulle försämringsförbudet tillsammans med införlivandet av områden i nätverket Natura 2000 skapa en fungerande helhet. Införlivandet av ett område i nätverket Natura 2000 sker för att säkerställa att toleranströskeln inte skall överstigas och försämringsförbudet skulle ha som syfte att förhindra att området ifråga förlorade sin potential att säkerställa att toleranströskeln inte överstegs.

Med försiktighetsprincipen i baktanke är även funktionen av ett försämringsförbud förståelig. En absolut skyldighet att förhindra en försämring av livsmiljöer och habitat är såtillvida intressant att den inte direkt tycks vara anknuten till vad som eventuellt kunde anses utgöra den fastställda toleranströskeln, som alltså varit grunden för införlivandet av ett område i nätverket Natura 2000 och att området blivit utsett till ett särskilt bevarandeområde. Ifall det förelåg en buffert mellan det aktuella läget i området och läget som förutsattes av den fastställda toleranströskeln, dvs. den gynnsamma bevarandestatusen, skulle försämringsförbudet trots allt i den mera absoluta formen förbjuda en försämring av livsmiljöer eller habitat trots att den gynnsamma bevarandestatusen skulle bibehållas även efter försämringen. Försämringsförbudet skulle fungera som någon form av preliminärt skydd, i och med att det ter sig som sannolikt, att ifall ingen försämring sker i ett område där toleranströskeln sedan tidigare inte överskridits, så kommer toleranströskeln inte heller i framtiden att överskridas. Försämringsförbudet skulle därmed innebära att en annan på nolltolerans grundad toleranströskel fastställs. Proaktiva rättsmedel, dvs. sådana som har som avsikt att återställa ett förhållande i miljön så att normativ miljö kvalitet inte kränks, förutsätts dock först när toleranströskeln, som grundats på den relevanta gynnsamma bevarandestatusen, överstigits. Vid en sådan händelse inträder

En sådan tolkning skulle kunna anses vara påkallad av det mera allmänna syftet att främja biologisk mångfald eller att bidra till att en gynnsam bevarandestatus bibehålls eller återställs, eftersom naturliga fenomen inte tenderar att respektera av människan fastställda gränser, såsom utstakandet av det geografiska omfånget av ett särskilt bevarandeområde. Denna tolkning kunde inte direkt omkullkastas med hänvisning till t.ex. den engelska eller den franska språkversionen, där den relevanta bisatsen "in the special areas of conservation" respektive "dans les zones spéciales de conservation" inte är helt entydig beträffande om den hänvisar till åtgärderna eller följderna. Den tyska språkversionen är däremot klar i sin hänvisning till följderna och talar emot den ovan skildrade tolkningen.

skyldigheten att återställa den gynnsamma bevarandestatusen. Denna tolkning stöds av faktumet att det inte tycks finnas någon direkt skyldighet att återställa ett förhållande som varit ur miljöns synvinkel på en bättre nivå än en gynnsam bevarandestatus.⁷³⁷

Det är skäl att vända blicken mot ett annat gemenskapsrättsligt instrument, nämligen vattenramdirektivet (2000/60/EG), där motsvarande frågor beträffande försämring och återställande kan uppstå. En medlemsstat är skyldig att genomföra alla nödvändiga åtgärder för att förebygga att statusen hos någon ytvattenförekomst, oberoende om den är naturlig, konstgjord eller kraftigt modifierad, försämras.⁷³⁸ Valet av åtgärder är i sig upp till en medlemsstats fria skön, men det kan ifrågasättas huruvida det vore möjligt att dessa åtgärder inte skulle innehålla några rättsmedel och ändå i praktiken kunna uppfylla kravet på att förebygga en försämring av miljöns kvalitet. Visserligen är det skäl att påpeka att ingenting utöver det nödvändiga heller behöver utföras. Dock, om de vidtagna åtgärderna skulle visa sig vara otillräckliga för att uppfylla kravet på att förebygga en försämring av miljöns kvalitet, så är en medlemsstats rättsordning till denna del inte förenlig med gemenskapsrättsliga krav. Ifall en försämring äger rum trots allt, ställs dock inget explicit krav på att återställa miljöns kvalitet till det ursprungliga skicket såvida det ursprungliga skicket överskridit i kvalitet det som bör anses vara god ytvattenstatus.⁷³⁹

Frågan är om en medlemsstats försummelse att genomföra alla nödvändiga åtgärder för att förebygga en försämring av miljöns kvalitet skall tolkas snävt, så att skyldigheten endast omfattar en förpliktelse att genomföra förebyggande åtgärder men inte några återställande åtgärder. Skall kvalifikationen om förebyggande åtgärder tolkas så att den syftar till händelsen, dvs. försämringen av miljöns kvalitet, i en tidsmässig mening eller skall kvalifikationen tolkas så att den syftar till försämring av miljöns kvalitet i en funktionell mening? I det andra alternativet läggs inte någon avsevärd vikt på den enskilda händelsen i tid och rum då miljöns kvalitet försämrats. Försämringen är med andra ord inte oåterkallelig eller slutlig i den meningen att den skulle innebära ett slut på skyldigheter som är förknippade med förpliktelsen att förebygga en försämring av miljöns kvalitet, dvs. närmast en skyldighet att återställa den kvalitet som existerade innan försämringen inträffade. I det första alternativet däremot fäster man uppmärksamhet just på försämringen som ägt rum, eftersom endast genomförande av sådana åtgärder förutsätts som vidtagits på förhand, alltså innan miljöns kvalitet försämrats.

737 Ifall en försämring som är förbjuden enligt dir. 92/43/EEG artikel 6(2) äger rum, dvs. att en medlemsstat inte vidtagit de åtgärder som skulle ha behövts, har naturligtvis medlemsstaten brutit mot föreskrifterna i direktivet vilket t.ex. kunde leda till en process enligt artikel 226 eller 227 i EG-fördraget.

738 Dir. 2000/60/EG artikel 4(1)(a)(i).

739 I dir. 2000/60/EG artikel 4(1)(a)(ii) föreskrivs det endast att ytvattenförekomster skall skyddas, förbättras och återställas i syfte att uppnå en god ytvattenstatus.

Skyldigheten att genomföra alla nödvändiga åtgärder för att förebygga en försämring av miljöns kvalitet beträffande vattenramdirektivet kunde tolkas som en skyldighet att upprätthålla, inbegripet att återställa, en kvalitet som är högre än en fastslagen god ytvattenstatus.⁷⁴⁰ Detta väcker dock frågor. Skulle inte idén med toleranströskeln och dess funktion ifrågasättas ifall den inte tillät flexibilitet beträffande intensitetsnivån hos inverkan eller effekter så länge som denna intensitetsnivå inte överstiger toleranströskeln? All inverkan eller effekt är som bekant inte förbjuden enligt det immissionsrättsliga tänkandet, utan endast excessiva immissioner har rättsverkningar. Därmed kunde det vara på sin plats att tolka vattenramdirektivets föreskrifter beträffande skyldigheten att förebygga en försämring av miljöns kvalitet så att denna skyldighet endast innefattar en skyldighet att upprätthålla, inbegripet att återställa, den tidigare kvaliteten om toleranströskeln överskridits, dvs. om kvaliteten sjunkit under den nivå som utgör god ytvattenstatus.⁷⁴¹

Invändningen är delvis väl övervägd och genomtänkt men den har sin svaghet i att den inte fullt ut beaktar funktionen av följdnormen beträffande den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Skillnaden mellan en skyldighet att endast förebygga och en skyldighet att både förebygga och vid behov återställa en kvalitet förklaras med skillnaden av till buds stående rättsmedel och deras karaktär. Fastställandet av toleranströskeln sker däremot genom den inrättande normen. En skyldighet att endast förebygga innebär att en excessiv inverkan eller effekt beträffande en ytvattenförekomst, i betydelsen av att ytvattenstatusen försämras, inte skulle vara sammankopplad, åtminstone i vattenramdirektivet enligt denna tolkning, med en skyldighet att inrätta proaktiva rättsmedel.⁷⁴²

Tolkningen om att det inte skulle finnas en skyldighet att återställa en ”högre” status, dvs. en kvalitet som är bättre än den som överensstämmer med god status, kan även begrundas från ett annat perspektiv, som ytterligare åskådliggör att både en god och en hög status kan utgöra en rättsligt insitutionaliserad miljö kvalitet, med respektive fastställda toleranströsklar, men att det finns en skillnad i rättsmedlens karaktär som, å ena sidan, förutsätts vid en excessiv inverkan eller effekt där toleranströskeln överensstämmer med god status och, å andra sidan, en excessiv inverkan eller effekt där toleranströskeln överensstämmer med hög status. I vattenramdirektivet ingår visserligen vissa undantag som befriar en medlemsstat från skyldigheten att förebygga en försämring av ytvattenstatus från hög till god. En dylik försämring får ske till följd av nya hållbara mänskliga

740 Se dir. 2000/60/EG punkt 19 i ingressen, där direktivets syfte uppges vara både att ”bevara och förbättra vattenmiljön”.

741 I annat fall borde försämringsförbudet innebära att en toleranströskel fastställts på en noll-toleransnivå, där all inverkan eller effekt som på sätt eller annat kan anses försämma kvaliteten innebär att toleranströskeln överstigits.

742 Detta leder naturligtvis till det något otillfredsställande resultatet att toleranströskeln enligt försämringsförbudet i praktiken inte nödvändigtvis kommer att upprätthållas. Kvaliteten tillåts försämrast ända tills den når den nivå till vilken proaktiva rättsmedel är sammankopplade.

utvecklingsverksamheter.⁷⁴³ Vidare måste särskilda undantagsvillkor uppfyllas, det skall bl.a. vara fråga om en planerad ändring av kvaliteten⁷⁴⁴ och en intresseavvägning måste utföras och visa att den nytta man får av att förorsaka försämringen överstiger nyttan av att bibehålla den höga statusen.⁷⁴⁵ Det är alltså fråga om undantag som befriar medlemsstaten från skyldigheten att förhindra att en hög status försämras till en god status.⁷⁴⁶ Ifall en försämring sker utan att undantagsvillkoren uppfylls har en medlemsstat gjort sig skyldig till en överträdelse av vattenramdirektivet. Det är med andra ord fråga om en fastställd toleranströskel beträffande den höga statusen, men enligt vattenramdirektivets föreskrifter finns det ingen direkt skyldighet att inrätta proaktiva rättsmedel som skulle vara sammanknutna med denna toleranströskel. Gentemot medlemsstaten som gjort sig skyldig till överträdelsen då förebyggandet misslyckats finns endast det reaktiva rättsmedel där man kan konstatera att ett gemenskapsrättsligt fördragsbrott ägt rum åtkompanjerad med en eventuell skyldighet att korrigera den implementerande lagstiftningen så att en dylik försämring i andra ytvattenförekomster i framtiden inte skall kunna äga rum.

Trots avsaknaden av ett direkt krav på proaktiva rättsmedel är det skäl att poängtera vissa krav beträffande reaktiva rättsmedel som en medlemsstat är skyldig att inrätta för att uppfylla kravet på att vidta alla nödvändiga åtgärder för att förebygga en försämring av hög ytvattenstatus. Eftersom hög ytvattenstatus utgör en på en ortskänslighetsbedömning baserad toleranströskel och det finns en skyldighet att förebygga en excessiv inverkan eller effekt i en ytvattenförekomst med hög ytvattenstatus är det skäl att påpeka att reaktiva rättsmedel även kan innefatta omfattande ingrepp i olika aktörers verksamheter som eventuellt kunde bidra till att den excessiva inverkan eller effekten, dvs. att en försämring av statusen, äger rum. Ifall försämringen är mera av en smygande karaktär, dvs. att inverkan eller effekten i miljön inte utgörs av ett enskilt fenomen, utan förändringen på sitt sätt är fortlöpande, innebär skyldigheten att förebygga en fortsatt försämring av hög ytvattenstatus att alla nödvändiga åtgärder bör vidtas för att förhindra den fortsatta försämringen. Detta kan innebära att ingrepp görs i olika verksamheter och eventuellt i deras driftsvillkor. Det finns ingen direkt skyldighet att återställa den höga statusen men det finns en skyldighet att förhindra en fortsatt försämring. Reaktiva rättsmedel måste vara effektiva i detta hänseende. Avsaknaden av proaktiva rättsmedel möjliggör dock att det i praktiken kan ske ett antal enskilda försämringar i miljöns kvalitet utan att några återställande åtgärder vidtas. Först när den nivå som överensstämmer med god ytvattenstatus

743 Dir. 2000/60/EG artikel 4(7). Innehållet av begreppet ”nya hållbara mänskliga utvecklingsverksamheter” är givetvis öppet för tolkning. Se t.ex. Gipperth ”Ramdirektivet för vatten” 2001, s. 474–475.

744 Skälen för förändringen bör anges och förklaras i förvaltningsplanen för avrinningsdistriktet enligt dir. 2000/60/EG artikel 4(7)(b).

745 Dir. 2000/60/EG artikel 4(7)(c). En intresseavvägnings betydelse för fastställandet av toleransströskeln i allmänhet behandlas särskilt i del II kapitel 7.

746 Se Schmalholz ”Die EU-Wasserrahmenrichtlinie” 2001, s. 83–84.

enligt vattenramdirektivet nås bör en excessiv inverkan eller effekt mötas med proaktiva rättsmedel. En god ytvattenstatus bör återställas efter en inverkan eller effekt som överstigit toleranströskeln i detta hänseende.⁷⁴⁷

Den ovan förespråkade tolkningen överensstämmer med ordalydelsen i vattenramdirektivet. Frågan är om den även i praktiken kunde fungera på ett friktionsfritt sätt. Nämligen, om hög ytvattenstatus utgör den enligt vattenförekomstens ortskänslighet fastslagna toleranströskeln för den ifrågavarande vattenförekomsten skulle all negativ påverkan, som på något sätt bidrar till intensitetsnivån av inverkan eller effekt i vattenförekomsten, kunna utgöra en excessiv inverkan eller effekt i vattenförekomsten. Då vattenramdirektivet inte ställer någon direkt eller explicit skyldighet att återställa den höga ytvattenstatusen, så finns det en risk för att man endast skapar en buffertzon som vid mån av möjlighet försöker i värsta fall endast skjuta upp den tidpunkt då kvaliteten sjunker till den nivå där proaktiva rättsmedel aktiveras. Eftersom man inte kan tolka vattenramdirektivets föreskrifter så att försämringsförbudet inte skulle existera, skulle det enligt mig kunna vara förnuftigare om vattenramdirektivets föreskrifter om att endast förebygga en försämring av hög ytvattenstatus tillämpas och genomförs så att det också finns en skyldighet att vid mån av möjlighet även återställa hög ytvattenstatus. Förebygga skulle därmed även innefatta att återställa. Några andra än ändamålsenlighetsargument kan dock vara svårt att finna för denna tolkning, varför förtydligande åtgärder lagstiftningsväg skulle vara att föredra.

7 MÖJLIGHETEN TILL EN DYNAMISK KARAKTÄR

7.1 INTRESSEAVVÄGNING OCH JUSTERING

Man kunde påstå att ett villkorslöst skydd och en oändlig förbättring av miljöns kvalitet inte utgör de enda målsättningarna i dagens samhälle. Även om de utgjorde, så skulle frågorna om vilken kvalitet, förstått som en helhet, som skall skyddas och vad som är en förbättring av denna kvalitet förbli öppna. Det är egentligen fråga om samma slutsats men sett från lite olika infallsvinklar. Med en dynamisk karaktär avses i den här på följande behandlingen en konstruktion av en inrättande norm vars funktion inte är statisk i den meningen att den godtagbara nivån på den stigande skalan av intensifierande inverkan och effekt i miljön kan ändras till följd av en i den inrättande normen inbyggd mer eller mindre automatisk mekanism. Ett annat sätt att beskriva denna ändring kunde vara att konstatera att ortskänslighetsbedömningen kan revideras. Känsligheten kan bedömas så att den förhåller sig mindre restriktivt till en inverkans eller effekts intensitet. En

⁷⁴⁷ Dir. 2000/60/EG artikel 4(1)(a)(ii).

följd av detta är att toleranströskeln förflyttas högre upp eller lägre ner på den stigande skalan av intensifierande inverkan eller effekt i miljön. Till följd av en intresseavvägning kan läget av toleranströskeln förflyttas och justeras. Vad som dock är viktigt att inse är att denna justering kunde påstås på sitt sätt inträffa först efter ortskänslighetsbedömningen, i form av att toleranströskeln fastställs på en viss nivå till följd av att man bedömt följderna eller konsekvenserna av faktumet att toleranströskeln skulle ligga där en ortskänslighetsbedömning i det enskilda fallet skulle ha placerat den.

Olika ekonomiska analyser, som även brukar kallas för kostnadseffektivitetskalkyler, vars objekt på sätt eller annat är miljön, har som syfte att bedöma möjligheten att genomföra policyn, strategier, projekt etc. och brukar även utnyttjas i detta syfte som ett informationsframkallande instrument i samband med olika beslutsförfaranden. Frågan är huruvida t.ex. ekonomiska och tekniska aspekter skall beaktas då en toleranströskel fastställs. På det allmänna planet, beträffande hur man vill att rättsordningen skall förhålla sig till frågan, torde svaret på denna fråga i grund och botten vara en värderingsfråga.⁷⁴⁸ I all sin enkelhet består den ena aspekten av den antagna intäkten eller vinsten medan den andra aspekten utgörs av den antagna kostnaden eller förlusten. En sådan analys eller kalkyl står på en solid grund så länge som den kan göras på basis av tillförlitlig och framförallt tillräckligt omfattande information och data som i sin tur avslöjar i monetära storheter,⁷⁴⁹ å ena sidan, värdet av nyttan och, å andra sidan, värdet av förlusten.⁷⁵⁰ Den självklara svårigheten ingår i problemet att värdesätta fördelar och nackdelar i miljön.⁷⁵¹

748 Se Prop. 1997/98:45, del I, s. 252–258, där det påpekas att godtagbar miljö kvalitet skall fastställas enbart på basis av kunskaper om vad människan och naturen kan anses tåla i fråga om störningar av olika slag. Kostnadseffektivitetsaspekter skulle enbart påverka följdnormer, dvs. hur rättsmedel utformas.

749 Eller varför inte i form av någon annan storhet, vilken den nu än må vara.

750 Beträffande ett exempel på hur en sådan kostnadseffektivitetsanalys utförs se t.ex. Holland – Foster – King *Cost-Benefit Analysis for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe* 1999, s. 1–75. Se Göteborgsprotokollets bilaga II beträffande hur själva utsläppsgränserna fastslagits på internationell nivå i detta hänseende och i kontexten av Genève konventionen.

751 Se Asafu-Adjaye *Environmental Economics for Non-Economists* 2000, s. 65–66 och 101–124, som påpekar att ekonomiska värden hos miljön i allmänhet kan delas in i två underkategorier, bruksvärde (use value) och icke bruksvärde (non-use value). Bruksvärden kan relativt enkelt avgöras och räknas ut på basis av och med hjälp av marknadspris och andra liknande hjälpverktyg. Bruksvärden består av, å ena sidan, direkta bruksvärden, som t.ex. värdet på avverkat timmer eller en fiskefångst, och, å andra sidan, av indirekta bruksvärden, som t.ex. värden som har ett samband med rekreation såsom camping och vandring, eller värden i form av miljövärd, såsom t.ex. skogens funktion som kolsänka i bekämpningen av klimatförändring. Icke bruksvärden i sin tur är avsevärt svårare att beräkna och avgöra. Detta beror först och främst på att ett marknadspris saknas. Särskilt problematiskt är detta eftersom icke bruksvärden primärt är sammankopplade med hänsynstaganden till kommande generationer och deras behov och värderingar. Det enda undantaget torde dock utgöras av möjligheten att estimerar det framtida värdet av utnyttjandet av en naturresurs, vilket kunde klassificeras som ett bruksvärde. Se även Amann m.fl. *Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication*

Trots eventuella reservationer kan man konstatera att det i IPPC-direktivet föreskrivs att utsläppsgränsvärden och likvärdiga parametrar eller tekniska åtgärder som skall ingå i ett miljötillstånd bör fastställas med hänsyn till den aktuella anläggningens tekniska egenskaper och geografiska belägenhet samt de lokala miljöförhållandena.⁷⁵² Möjligheten att beakta lokala miljöförhållanden och en individuell anläggnings tekniska egenskaper när villkor och krav i ett tillstånd fastställs innebär en ökad flexibilitet i tillståndsprcessens resultat. Utsläppsgränsvärden och motsvarande villkor i ett tillstånd skall ju även baseras på bästa tillgängliga teknik vilket redan i sig medger en viss flexibilitet, som vi kommer att se i den påföljande behandlingen. Möjligheten att beakta en individuell anläggnings enskilda karakteristika, inbegripet de rådande lokala förhållandena kunde påstås ha sina fördelar ur ett ekonomiskt perspektiv.⁷⁵³ Beaktandet av de lokala miljöförhållandena kan i princip ha en avsevärd betydelse för ett tillstånds innehåll eftersom odrägliga lokala förhållanden kan innebära att villkoren i ett tillstånd är ytterst stränga eller att tillståndet inte kan beviljas överhuvudtaget, medan en orörd lokal miljö i sin tur kan innebära att lindrigare villkor än normalt fastställs.⁷⁵⁴ Denna flexibilitet beträffande en anläggnings tekniska egenskaper och de lokala förhållandena är dock underställd de rättsliga konsekvenser som den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet har i form av den fastställda toleranströskelnns styrande effekt beträffande rättsmedel och deras funktion.⁷⁵⁵

and Ground-level Ozone in Europe 1999, särskilt s. 1–3 och 15–64, där olika scenarion med olika ambitionsnivå beträffande begränsning av förorening presenteras. Beträffande konkreta exempel på hur skador på naturresurser kvantifieras genom att ta i betraktande kostnader för att återställa naturen enligt en viss referenspunkt i stället för att fokusera på direkta ekonomiska förluster, se Burlington "Valuing Natural Resource Damages: A Transatlantic Lesson" 2004, s. 77–96. I samband med dylika svårigheter är det kanske även skäl att återställa i minnet den gamla romerskrättsliga maximen enligt vilken *iudex non calculat*.

752 Dir. 96/61/EG artikel 9(4).

753 Se Clinch – Kerins "Assessing the Efficiency of Integrated Pollution Control" 2002, s. 270.

754 Se Pallemmaerts "The Proposed IPPC Directive: Re-Regulation or De-Regulation" 1996, s. 175–176, som behandlat existensen av denna typ av flexibilitet. Se även Pallemmaerts *Toxics and Transnational Law* 2003, s. 349–351, där han tar upp frågan om betydelsen av hänvisningen till lokala förhållanden i denna kontext.

755 Även flexibiliteten i dir. 96/61/EG artikel 9(4) är explicit underställd den fastställda toleranströskeln i och med den tolkning av dir. 96/61/EG artikel 10 som förespråkas i denna forskning. Se även Lübke-Wolff "IVU-Richtlinie und Europäisches Vorsorgeprinzip" 1998, s. 783, som anser att möjligheten att ge betydelse åt en anläggnings tekniska egenskaper, i den bemärkelsen att eventuella villkor eller krav skulle lindras, endast kunde komma i fråga beträffande befintliga anläggningar, däremot inte nybyggen. Se även Kommittébetänkande 1996 *Ympäristölupatoimikunnan ja ympäristöoikeustoimikunnan mietinnöt* 1996, s. 13–14, där man förhåller sig kritiskt till möjligheten att beakta lokala miljöförhållanden eftersom detta kunde leda till att BAT inom områden med mycket god miljö kvalitet inte skulle vara lika sträng som BAT inom områden med dålig miljö kvalitet.

7.2 BÄSTA TILLGÄNGLIGA TEKNIK – BAT

7.2.1 HUR OMFATTANDE KUNDE TILLÄMPNINGSOMRÅDET VARA?

Eftersom inverkan och effekter i den fysiska miljön är beroende av ett intrikat samspel mellan, å ena sidan, aktiva och passiva handlingar på aktörssidan, dvs. antropogena förorsakare av en inverkan eller effekt i miljön, och, å andra sidan, de särskilda element och funktioner som är karakteristiska för reaktörssidan, dvs. den attackerade miljön, så finns det ett visst behov av förmedlande instrument eller verktyg som i mån av möjlighet kunde balansera olika förhållanden och omständigheter som ligger på aktörs- och reaktörssidan. Bästa tillgängliga teknik (BAT) kunde anses innehålla element av ett dylikt instrument. BAT fungerar som det grundläggande verktyget för att avgöra på vilken nivå villkoren och kraven beträffande en verksamhet och hur den skall utövas ställs.⁷⁵⁶ BAT är alltså ett redskap för att på individuell nivå avgöra krav och villkor som kan ställas på en viss verksamhet eller handling. Det har påpekats att ifall mekanismerna inom ett regulativt system innehåller en viss mån av flexibilitet, så kan man erhålla avsevärda fördelar och uppnå betydande framsteg beträffande lydnaden till miljörättslig reglering från en verksamhetsutövers sida. En äkta och genuin dialog mellan administrationen och verksamhetsutövaren kan åstadkomma bättre resultat beträffande förbättringen och utvecklingen av verksamheten i miljömässigt hänseende än ett mera autoritärt förhållande.⁷⁵⁷

Syftet med BAT är i enlighet med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet att förhindra och minska en oönskad inverkan eller effekt i miljön.⁷⁵⁸ Beträffande en gemenskapsrättslig definition på begreppet bästa tillgängliga teknik är det skäl att i första hand ty sig till den definition som går att finna i IPPC-direktivet.⁷⁵⁹ Med teknik i allmänhet och varför inte även i detalj avses

756 Det är skäl att poängtera att t.ex. dir. 96/61/EG endast tillämpas på vissa särskilda verksamheter som räknats upp i direktivets bilaga I. Se dir. 96/61/EG artikel 1.

757 Se Gouldson – Murphy *Regulatory Realities* 1998, s. 136–143.

758 Enligt dir. 96/61/EG artikel 2(11) avses med bästa tillgängliga teknik ”det effektivaste och mest avancerade stadium vad gäller utvecklingen av verksamheten och tillverkningsmetoderna som anger en given tekniks praktiska lämplighet för att i princip utgöra grunden för utsläppsgränsvärden och som har till syfte att hindra och, när detta inte är möjligt, generellt minska utsläpp och påverkan på miljön som helhet.”

759 Ett påbud om att tillämpa bästa tillgängliga teknik ingår även i dir. 84/360/EEG artikel 4, där det föreskrivs att tillstånd får ges ”endast om den behöriga myndigheten har förvissat sig om [...] att alla lämpliga förebyggande åtgärder mot luftförorening har vidtagits, inklusive tillämpning av bästa tillgängliga teknik, under förutsättning att sådana åtgärder *inte medför oskäligen kostnader*” [kursivering här]. I t.ex. den engelska, franska och tyska språkversionen av dir. 84/360/EEG artikel 4 används begreppet ”best available technology”, ”la meilleure technologie disponible”, respektive ”die beste verfügbare Technologie” till skillnad från dir. 96/61/EG artikel 2(11) där man använder begreppet ”best available technique”, ”la meilleure technique disponible”, respektive die beste verfügbare Technik”. Denna skillnad i utnyttjandet av begreppet teknologi i dir. 84/360/EEG och teknik i dir. 96/61/EG, vilket alltså inte framgår ur den svenska språkversionen, har tolkats som ett indicium för att BAT inom kontexten för

både den utnyttjade tekniken och det sätt som verksamheten bedrivs under verksamhetens hela livscykel.⁷⁶⁰ Denna delkomponent i begreppet BAT är mindre intressant ur en rent juridisk synvinkel i en begränsad kontext där endast IPPC-direktivet behandlas, eftersom den då begränsas i enlighet med direktivets tillämpningsområde.⁷⁶¹ Däremot blir frågan mera intressant om man med teknik avser driften av en verksamhet eller utförandet av en handling i allmänhet beträffande sådana åtgärder som kan ha en inverkan eller effekt i miljön. Ifall man med teknik avser denna vidsträckt betydelse som skulle omfatta i princip alla olika sätt och fasoner hur olika åtgärder som kunde påverka miljön utförs, så erhåller man ett vidsträckt grundunderlag för vad som avses med bästa tillgängliga teknik, och särskilt beträffande vilka aktioner som den kunde tillämpas på.

BAT har ett visst systembegrepp inom reglering, eller försök till reglering, av förorening som kunde anses härstamma från diffusa källor, dvs. förorening där den enskilda förorsakaren eller de enskilda förorsakarna av föroreningen i princip inte kan identifieras, men där den generella karaktären eller gruppen av förorenare är känd. Åtminstone inom lantbrukssektorn har detta systembegrepp kallats för god lantbrukspraxis eller god jordbrukssed.⁷⁶² Enligt nitratdirektivet (91/676/EEG) skall medlemsstater utarbeta riktlinjer för god jordbrukssed. Visserligen föreskrivs det uttryckligen att dessa riktlinjer inte är bindande. De kan tillämpas på frivillig basis av jordbrukare och syftet med riktlinjerna för god jordbrukssed

dir. 84/360/EEG har ett snävare innehåll. Enligt dir. 84/360/EEG artikel 12 skall "medlemsstaterna vid behov föreskriva om lämpliga villkor för anläggningar med tillstånd enligt [direktivet], med hänsyn till den nämnda utvecklingen och med beaktande av att anläggningarna inte skall drabbas av oskäligt höga kostnader. Den ekonomiska situationen för verksamheterna i den kategori som är aktuell skall särskilt beaktas." På motsvarande sätt föreskrivs i dir. 84/360/EEG artikel 13 om möjligheten att beakta den ekonomiska situationen hos den berörda anläggningen. Här ligger en i viss mån avsevärd skillnad mellan dir. 84/360/EEG och dir. 96/61/EG i och med att dir. 84/360/EEG tycks tillåta att ekonomiska argument beträffande den enskilda anläggningen beaktas då villkor fastställs för verksamheten. Dir. 96/61/EG tar avstånd från denna utgångspunkt i och med att ekonomiska aspekter endast kan beaktas då dessa är gemensamma för industribranschen i fråga. Se dir. 96/61/EG artikel 2(11) och Gerzsenyi "Adaptation of Industrial Plants to Best Available Technology" 2006, s. 313. Dir. 84/360/EEG upphör att gälla 30.10.2007, se dir. 96/61/EG artikel 20(3). Därmed kommer föreskrifter i dir. 84/360/EEG inte att behandlas i någon större och självständig utsträckning i denna forskning. Beträffande den uppenbara problematiken av flera olika gällande definitioner beträffande BAT, se Sander "Ein eigener Stand der Technik im Wasserrecht?" 1998, s. 406–411.

760 Enligt dir. 96/61/EG artikel 2(11) avses med teknik "både använd teknik och det sätt på vilket anläggningen utformas, uppförs, underhålls, drivs och avvecklas".

761 Beträffande tillämpningsområdet av dir. 96/61/EG, se dess artikel 1 och bilaga I.

762 Se t.ex. för. EG (nr) 1782/2003 artikel 5(1) eller för. EG (nr) 1257/1999 artikel 23(2) där det hänvisas till god lantbrukspraxis utan att detta begrepp desto utförligare definieras i förordningarna. En ytterligare svaghet är att följdnormer inte är tillämpliga beträffande hela lantbrukssektorn eftersom föreskrifterna om tvärvillkor, dvs. kravet om att följa vissa villkor för att kunna erhålla direktstöd, t.ex. beträffande för. EG (nr) 1782/2003 endast gäller jordbrukare för vilkas del direktstöd är tillämpligt. Se Olazábal "Overview of the Development of EU Soil Policy" 2006, s. 186. Heuser har påpekat att "principen om god lantbrukspraxis" kunde utnyttjas och utvidgas så att den skulle vara tillämplig på skydd av mark i allmänhet. Se Heuser "Soil Protection in EU Environmental Law" 2006, s. 201. Se även Nordberg "Agriculture and the Polluter Pays Principle in Finnish Law" 2006, s. 150–151.

är endast att åstadkomma en allmän skyddsnivå mot föroreningar av vatten.⁷⁶³ Dessutom gäller nitratdirektivet endast nitratföroreningar.⁷⁶⁴ Riktlinjerna för god jordbrukssed bör innehålla en beskrivning över de tidsperioder då det inte är lämpligt att tillföra jorden gödselmedel.⁷⁶⁵ Vidare bör riktlinjerna för god jordbrukssed innehålla föreskrifter om bestämmelser beträffande de särskilda egenskaperna hos omgivningens terräng⁷⁶⁶ och tillfälligt rådande förhållanden i omgivningen.⁷⁶⁷ Därtill föreskrivs att riktlinjerna även skall innehålla vissa tekniska bestämmelser beträffande lagringsutrymmen för stallgödsel.⁷⁶⁸ Slutligen bör riktlinjerna för god jordbrukssed innehålla föreskrifter om bedrivande av själva verksamheten, eller, närmare sagt, gödslingen.⁷⁶⁹ Vissa andra bestämmelser kan även ingå i riktlinjerna om en medlemsstat anser det vara lämpligt.⁷⁷⁰ Beträffande teorin om normativ miljö kvalitet är föreskrifterna beträffande de särskilda egenskaperna hos omgivningens terräng⁷⁷¹ och tillfälligt rådande förhållanden i omgivningen⁷⁷² särskilt intressanta.⁷⁷³ Dessa föreskrifter är direkt beroende av de särskilda egenskaperna i miljön, vilket kunde påstås inverka på vad som kan anses utgöra god jordbrukssed, eller BAT inom jordbruket, i det enskilda fallet.⁷⁷⁴

763 Dir. 91/676/EEG artikel 4(1). Huruvida den skyddsnivå som uppnås i praktiken överhuvudtaget uppfyller en tillräckligt hög standard har ifrågasatts åtminstone beträffande Finska viken. Se Nordberg "Agriculture and the Polluter Pays Principle in Finnish Law" 2006, s. 152–153.

764 Dir. 91/676/EEG artikel 1 och bilaga II avsnitt A. Enligt direktivets artikel 2(j) definieras förorening som "direkta eller indirekta *utsläpp av kväveföreningar från jordbruket till vattenmiljön*, vilka kan medföra risker för människors hälsa, skada levande resurser och akvatiska ekosystem, begränsa rekreativsmöjligheter eller störa annat berättigat nyttjande av vattnet." [kursivering här]

765 Dir. 91/676/EEG bilaga II avsnitt A punkt 1.

766 Föreskrifter av denna typ i dir. 91/676/EEG bilaga II avsnitt A punkt 2 och punkt 4 gäller tillförsel av gödselmedel på starkt sluttande mark samt villkoren för att tillföra gödselmedel i närheten av vattendrag.

767 Särskilt föreskrivs det i dir. 91/676/EEG bilaga II avsnitt A punkt 3 om tillförsel av gödselmedel på vattenmättad, översvämmad, frusen eller snötäckt mark.

768 I sådana bestämmelser skall ingå föreskrifter om kapacitet hos och konstruktion av sådana lagringsutrymmen, inbegripet åtgärder för att förhindra vattenförorening genom avrinning och läckage av vätskor som innehåller stallgödsel eller härrör från lagrat växtmaterial till grund- och ytvattnet. Se dir. 91/676/EEG bilaga II avsnitt A punkt 5.

769 I riktlinjerna bör ingå föreskrifter om "[t]jillvägagångssätt för att sprida handels- och stallgödsel till marken, inbegripet dosering och jämnhet vid spridningen, på ett sådant sätt att växtnärläcksage till vatten hålls på en godtagbar nivå." Se dir. 91/676/EEG bilaga II avsnitt A punkt 6.

770 Dessa bestämmelser har räknats upp i dir. 91/676/EEG bilaga II avsnitt B punkterna 7–10. De utgörs av "7) Planer för markutnyttjandet, som inbegriper växtföljd, och fastställande av vilken andel av arealen som skall användas för fleråriga grödor i förhållande till ettåriga grödor. 8) Bibehållande under (nederbörds-) perioder av ett minimum av växtlighet som kan uppta det kväve från jorden som i annat fall skulle kunna orsaka nitratförorening av vattnet. 9) Upprättande av gödslingsplaner för varje enskild gård och löpande anteckningar över mängden gödselmedel som används. 10) Förhindrande av vattenförorening från bevattnade odlingar orsakad av avrinning eller vattnets nedträngning utom räckhåll för växternas rotsystem." Någon direkt skyldighet att inkludera dessa föreskrifter existerar dock inte.

771 Dir. 91/676/EEG bilaga II avsnitt A punkt 2 och punkt 4.

772 Dir. 91/676/EEG bilaga II avsnitt A punkt 3.

773 Se även mål C-221/03 *Kommissionen mot Belgien*, domskälen, punkt 95–109.

774 Jämför med föreskriften i dir. 96/61/EG artikel 9(4) enligt vilken utsläppsgränsvärden och liknande parametrar bl.a. skall fastställas med hänsyn till lokala miljöförhållanden. Beträffande

Det går att spåra kännetecknen av en tillämpning av rättesnöret BAT eller den bästa tillgängliga tekniken beträffande t.ex. jordbruk, som utgör ett exempel på vad som kunde kallas för en diffus källa beträffande de utsläpp och negativa konsekvenser för den fysiska miljön som jordbruket har eller kan ha. Den markanta skillnaden torde tillsvidare utgöras av den ytterst låga nivån av bindande karaktär som BAT inom t.ex. jordbruk eller lantbruk har. Denna skillnad har sin främsta betydelse inom gebitet för följdnormer och till buds stående rättsmedel i ett enskilt fall. Däremot torde det i princip inte existera något fundamentalt hinder för att införa tillämpningen av BAT, på ett motsvarande sätt som det fungerar inom tillämpningsområdet av IPPC-direktivet, till utsläpp som härstammar från vad som kunde kallas för diffusa källor, däribland jordbruk. Detta kunde, snarare tvärtom, utgöra en funktionsduglig mekanism för att förebygga och begränsa föroreningar som härstammar från dylika källor.

7.2.2 VAD ÄR DET FRÅGA OM EGENTLIGEN?

Teknik enligt IPPC-direktivet kvalificeras som den bästa då den är mest effektiv för att uppnå en hög allmän skyddsnivå för miljön som helhet.⁷⁷⁵ En teknik som inte är gynnsam för miljön som helhet kan inte uppfylla kravet på att utgöra den bästa tekniken.⁷⁷⁶ Ifall en teknik t.ex. har som en följd att utsläpp till luft minskar men att tekniken i samma veva förorsakar en allvarlig försämring av miljön i ett annat medium, t.ex. vatten, skulle en sådan teknik inte kunna utgöra den bästa

denna föreskrift i dir. 96/61/EG är det dock skäl att påpeka att den inte direkt hänvisar till vad som utgör BAT. Det är nämligen fråga om en föreskrift som möjliggör att utsläppsgränsvärdena eller liknande parametrar i samband med en tillståndprocess fastställs genom att beakta lokala miljöförhållanden. Detta innebär endast ett komplement till BAT, som även fungerar som ett verktyg i processen att fastställa villkor och krav för en verksamhet, men i sig kan man inte direkt påstå att funktionen av BAT som sådan skulle påverkas av denna föreskrift.

Se även HFD 2004:38, som gällde fastställande av tillståndsvillkor om system för återvinning av ångor, bestående av flyktiga organiska föreningar (VOC-föreningar), som släpps ut under kundtankning under bensinpåfyllning utomhus. BAT beträffande dylika utsläpp av VOC-föroreningar fanns tillgänglig och den kunde ha tillämpats i fallet. HFD konstaterade dock att sådana utsläpp inte i normalfall har en sådan märkbar inverkan på bilister under tankningen, som skulle ha betydelse för hälsan. Ytterligare resonerade HFD att det inte var nödvändigt att utfärda dylika tillståndsvillkor med beaktande av den uppenbart ringa andelen av de skadliga föreningarna som frigörs i samband med kundtankning på en enskild bensinstation och den ringa påverkan som kundtankningen hade i någon försämring av den allmänna luftkvaliteten inom området ifråga. Här godtog HFD alltså ett sådant avsteg från en konstaterad BAT som enligt mig möjliggörs av det nyss behandlade komplementet till BAT som kan utnyttjas i samband med en tillståndprocess. Jämför med HFD 2002:36, där man krävde vad som kunde kallas för strängare villkor än normalt, beträffande en verksamhet som innefattade drift av en bensinmack som var belägen på ett grundvattenområde.

⁷⁷⁵ Dir. 96/61/EG artikel 2(11).

⁷⁷⁶ Det har påpekats att en teknik kan vara den bästa endast beträffande ett visst medium och fortfarande uppfylla kravet enligt dir. 96/61/EG, så länge som kravet på att förorening inte överförs från ett medium till ett annat respekteras. Se Albers "Reformimpulse des Konzepts integrierten Umweltschutzes" 2005, s. 402.

tekniken och därmed skulle tekniken inte heller kunna utgöra BAT.⁷⁷⁷ Det är visserligen intressant att det redan hos denna delkomponent kan spåras ett visst effektivitetstänkande i och med att karaktären att vara ”bäst” förutsätter att tekniken är mest effektiv för att nå det fastställda målet. Detta effektivitetskrav är dock såtillvida sekundärt i denna begränsade kontext eftersom det endast påverkar ett eventuellt val av till buds stående tekniker, men inte själva målsättningen, dvs. att uppnå en hög allmän skyddsnivå för miljön som helhet.

Delkomponenten som består av vad som kan anses utgöra den bästa tekniken är redan inom en isolerad kontext av intresse eftersom en het och livlig debatt säkerligen kunde föras vad gäller den fastställda målsättningen, dvs. innehållet av uttrycket ”hög allmän skyddsnivå för miljön som helhet”. Vidare är detta av intresse eftersom detta tycks innebära att en toleranströskel på något sätt blir fastställd i och med definitionen på den ”bästa tekniken”. Även om detta sker på ett visserligen mycket abstrakt plan, så är det trots allt ett faktum att ett visst förhållande i den fysiska miljön, dvs. faktumet att en inverkan eller effekt som skulle innebära att en ”hög allmän skyddsnivå för miljön som helhet” inte längre uppnåddes eller att det fanns en risk för att denna skyddsnivå inte skulle uppnås, fastställs genom BAT. Detta utgör toleranströskeln, eftersom den direkt påverkar funktionen av rättsmedel, då dessa rättsmedel, dvs. de enskilda kraven och villkoren som ställs på en viss verksamhet, styrs av vilken nivå av intensitet hos en inverkan eller effekt i den fysiska miljön som tolereras.⁷⁷⁸ En teknik som inte är den bästa kan inte utgöra BAT och krav och villkor som inte är fastställda enligt BAT är inte i enlighet med IPPC-direktivet.⁷⁷⁹

I IPPC-direktivet är beaktandet av en miljö kvalitetsnorm och därmed även en fastställd toleranströskel införlivad i själva definitionen på BAT. En teknik kan som bekant inte vara ”bäst” om den inte är mest effektiv för att uppnå en hög allmän skyddsnivå för miljön som helhet.⁷⁸⁰ Vidare innehåller IPPC-direktivet ett starkt ställningstagande till fördel för den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, vars grundläggande tes som känt är att vad som är avgörande inom teorin utgörs av en viss institutionaliserad omständighet, eller med andra ord en inverkan eller effekt, i den fysiska miljön. I IPPC-direktivet föreskrivs det nämligen att ytterligare åtgärder skall föreskrivas i ett tillstånd ifall en tillämpning av villkor som baserats på BAT inte är tillräckligt för att förhindra att en fastställd toleranströskel överstigs.⁷⁸¹ En miljö kvalitets-

777 Se Bohne – Dietze ”Pollution Prevention and Control in Europe Revisited” 2004, s. 200–201, där riskerna med en tillämpning av ensidiga definitioner av BAT som endast fokuserade på ett enskilt medium förtydligas.

778 Såtillvida har alltså Feldhaus rätt när han påpekar att BAT inte förutsätter ett maximalt utan ett optimalt skydd av miljön. Se Feldhaus ”Integriertes Anlagenzulassungsrecht materiell- und verfahrensrechtliche Anforderungen nach neuem Recht” 2002, s. 2–3. Se även Feldhaus ”Beste verfügbare Techniken und Stand der Technik” 2001, s. 3.

779 Se dock dir. 96/61/EG artikel 9(4).

780 Dir. 96/61/EG artikel 2(11).

781 Se dir. 96/61/EG artikel 10 där det föreskrivs om högre krav som ställts på basis av en miljö kvalitetsnorm. Det är kanske skäl att påpeka att den engelska språkversionen använder termen

norm, dvs. en i övrig gemenskapslagstiftning fastställd toleranströskel, kan därmed påverka tillämpningen av BAT på ett sätt som inte kunde följa ifall BAT skulle tillämpas på ett i sin helhet neutralt eller isolerat sätt. Miljökvalitetsnormer kan innebära att en toleranströskel är fastställd på en sådan nivå att detta inte korrelerar med resultat som skulle ha följt ifall BAT hade tillämpats på ett neutralt eller isolerat sätt. Det är dock inte nödvändigt att tyda påverkan av en i övrig gemenskapslagstiftning fastställd toleranströskel som ett undantag till BAT, trots att detta i princip skulle vara logiskt till följd av ordalydelsen i IPPC-direktivet. Det är även möjligt att inkorporera övriga miljökvalitetsnormer i själva begreppet BAT och dess funktion i och med att man skulle se miljökvalitetsnormer och en fastställd toleranströskel som en specificering av det relevanta elementet för att avgöra vad som utgör den ”bästa” tekniken, dvs. vad som utgör ”en hög allmän skyddsnivå för miljön som helhet”.

Miljökvalitetsnormen i sig kan därmed redan påstås vara en integrerad del av själva konceptet BAT. En hög allmän skyddsnivå för miljön som helhet, dvs. förutsättningen för att en teknik skall kunna vara den bästa, kan innebära att utsläpp av ett visst ämne förbjuds i sin helhet, vilket i teorin kan innebära att BAT i det enskilda fallet helt enkelt innebär en nedläggning av verksamheten ifråga.⁷⁸² Den erforderliga tekniken för att undvika en allvarlig förorening som förorsakas av en viss verksamhet kan helt enkelt vara otillgänglig i det enskilda fallet, vilket dock inte borde förhindra att åtgärder ändå vidtas.⁷⁸³ Även om det i praktiken kan kännas egendomligt att tala om en ”teknik” ifall denna teknik utgörs av att en viss verksamhet förbjuds, så är det skäl att upprepa att teknik enligt definitionen i IPPC-direktivet utgörs av det sätt på vilket anläggningen utformas, uppförs, underhålls, drivs och avvecklas.⁷⁸⁴ Driften av en verksamhet i en mera allmän betydelse, däribland upphörande av verksamheten, är därmed inte främmande för begreppet teknik i detta hänseende.

Det existerar alltså en viss flexibilitet inom fastställandet av vad som i själva verket utgör BAT i det enskilda fallet, vilket till en viss omfattning beaktar inverkan

”environmental quality standard”. En snäv tolkning av detta begrepp kan dock inte försvaras eftersom ingen explicit hänvisning till ”standardens” numeriska eller absoluta karaktär görs, snarare tvärtom. Enligt dir. 96/61/EG artikel 2(7) definieras det i direktivet utnyttjade begreppet miljökvalitetsnorm (eller environmental quality standard) som ”ett antal krav som skall vara uppfyllda vid en viss tidpunkt för en given miljö eller en särskild del av denna miljö, enligt vad som anges i gemenskapslagstiftningen.” De enda begränsningarna utgörs av att miljökvalitetsnormen skall vara angiven i gemenskapslagstiftning samt att den skall gälla en given miljö eller en särskild del av denna miljö. Definitionen på en miljökvalitetsnorm enligt dir. 96/61/EG är i enlighet med det innehåll som begreppet givits inom denna forskning. Hänvisningen i dir. 96/61/EG artikel 10 begränsas inte enbart till vad som inom denna forskning kallats för miljökvalitetsstandarder, som är ett mera begränsat begrepp än begreppet miljökvalitetsnorm. Se del I kapitel 2.6.2.

782 Se OECD *Environmental Requirements for Industrial Permitting. Vol. 1 B Approaches and Instruments* 1999, s. 51–52.

783 Se Hillyer ”What Does the Environment Need from a Permit” 1999, s. 43 och Winter ”The IPPC Directive: a German Point of View” 1999, s. 67–68.

784 Dir. 96/61/EG artikel 2(11).

och effekter i miljön. Vid sidan om detta eller kanske hellre, utöver detta, är BAT på sitt sätt underställd övrig normering där en toleranströskel blivit fastställd. En fastställd toleranströskel i form av en miljökvalitetsnorm kör över BAT ifall den sist nämnda inte är tillräcklig för att uppnå den status som förutsätts av miljökvalitetsnormen.⁷⁸⁵ Hur är fallet ifall en tillämpning av BAT skulle leda till ett bättre resultat, dvs. en bättre kvalitet i miljön, än vad som skulle förutsättas av en i övrig lagstiftning fastställd toleranströskel? Måste BAT ändå tillämpas trots att den fastställda toleranströskeln inte överstigs om man skulle utnyttja en teknik som skulle vara sämre än ”den bästa”?⁷⁸⁶ Denna diskussion är i princip inte nödvändig om man ser BAT som ett verktyg som i sig redan innehåller både en inrättande norm, dvs. att BAT i sig fastställer en toleranströskel, och en följd-norm, dvs. en hänvisning till de rättsmedel där det förutsätts att BAT tillämpas för att fastslå krav, villkor eller förutsättningar för en verksamhet eller handling.

Vad som är ”bäst” från fall till fall är naturligtvis mer eller mindre en fråga av relativ karaktär, vilket fungerar som en mjuk landning till konstaterandet om att BAT för övrigt även i högsta grad innehåller en relativ aspekt eller karaktär. Detta har givetvis ett samband med frågan om vad som kan anses vara en tillgänglig teknik. Karaktären av en intresseavvägning kommer särskilt klart till synes i och med att BAT påverkas av definitionen av den sista delkomponenten, nämligen definitionen på ”tillgänglig”. För det första, förutsätts det att tekniken skall ha utvecklats i sådan utsträckning att den kan tillämpas inom den berörda industribranschen på ett ekonomiskt och tekniskt genomförbart sätt. Därmed spelar inte bara den tekniska genomförbarheten, vilken kanske kunde mätas på relativt objektiva grunder, utan även ekonomiska aspekter en avsevärd roll i avgörandet huruvida en teknik är tillgänglig eller inte. För det andra, förutsätts någon form av intresseavvägningskalkyl, eftersom det föreskrivs att kostnader och nytta skall beaktas.⁷⁸⁷ För det tredje, skall den berörda verksamhetsutövaren på rimliga villkor kunna få tillgång till tekniken. Det har explicit föreskrivits att ett faktum att tekniken inte tillämpas eller produceras inom den berörda medlemsstaten inte innebär att tekniken inte skulle kunna anses vara tillgänglig.⁷⁸⁸ Sammanfattningsvis kan det konstateras att det har påpekats att BAT inte är ett självständigt eller rent rättsligt begrepp, utan ett begrepp som i högsta grad är beroende av miljövärden och ekonomiska realiteter, eftersom vad som i det enskilda fallet utgör BAT beror på vad som, åtminstone inom vissa kretsar, kunde kallas för utomrättsliga aspekter.⁷⁸⁹ Definitionen på BAT i IPPC-direktivet inkorporerar, å ena sidan, miljövärden i och med delkomponenten ”bäst”, och, å

785 Dir. 96/61/EG artikel 10.

786 Se § 5 Abs. 1 Nr. 2 BImSchG och om dess tolkning i t.ex. Kloepfer *Umweltrecht* 2004, s. 1261, som tycks förutsätta explicit att BAT tillämpas trots att en sådan situation skulle vara vid handen.

787 Visserligen innehåller dir. 96/61/EG ingen direkt vägledning till hur genomförbarheten skall bedömas eller hur någon eventuell intresseavvägningskalkyl skall utföras. Se Feldhaus ”Beste verfügbare Techniken und Stand der Technik” 2001, s. 3–5.

788 Dir. 96/61/EG artikel 2(11).

789 Dylika frågor har närmare diskuterats särskilt i del I kapitel 2.1, 2.2 och 2.5.

andra sidan, ekonomiska och tekniska realiteter i och med delkomponenten ”tillgänglig”.⁷⁹⁰ Detta är dock i sig inte på något sätt extraordinärt inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet.⁷⁹¹

Igenkännandet av den bästa tillgängliga tekniken innebär alltså ett avgörande där man, å ena sidan, beaktar kostnaderna för att införa och ta i bruk en viss teknik och, å andra sidan, även tar i betraktande vilka förmånliga följder utnyttjandet av denna teknik skulle ha för den fysiska miljön. Hänsynstagandet till de ekonomiska aspekterna garanteras genom att tekniken, för att den skall anses vara tillgänglig, måste genomgå ett test som är både allmänt och individuellt. Den allmänna delen av testet är oberoende av den enskilda anläggningens ekonomiska situation beträffande möjligheten att investera i den ifrågavarande tekniken. Hur omfattande tillgänglighetskriteriet i IPPC-direktivet skall bedömas i ett geografiskt hänseende är inte helt klart, förutom att det åtminstone inte begränsas enbart till en medlemsstat.⁷⁹² En möjlig tolkning kunde vara att teknikens tillgänglighet inom en industribransch eller en industrisektor skall bedömas inom Europeiska gemenskapen i ett geografiskt hänseende. Detta skulle även skapa en viss homogenitet beträffande innehållet av BAT inom gemenskapen. Individuella verksamhetsutövare kunde inte bli undantagna från krav som ställdes på basis av BAT genom att åberopa sin svåra ekonomiska situation. Den individuella aspekten av vad som utgör den bästa tillgängliga tekniken innebär dock att en sådan homogenitet inte i praktiken kan uppnås, utan BAT kan variera även i en omfattande skala.⁷⁹³

I syfte att i praktiken kunna avgöra vilken teknik som uppfyller de krav som ställs enligt BAT har man på gemenskapsnivå bearbetat separata dokument för enskilda industrisektorer där man utarbetat och illustrerat de enskilda tekniker som inom en särskild industrisektor utgör den bästa tillgängliga tekniken. Dokumenten har döpts till BREF dokument.⁷⁹⁴ Dessa dokument är resultatet av ett förfarande med en långtgående utforskning och ett omfattande utbyte av information på gemenskapsnivå där man utfört en evaluering av prestanda eller

790 Se Lange ”From Boundary Drawing to Transitions” 2002, s. 254.

791 Se särskilt del I kapitel 2.4.

792 Dir. 96/61/EG artikel 2(11).

793 Se dir. 96/61/EG artikel 9(4), där det föreskrivs att villkor i tillstånd skall bygga på BAT och fastställas bl.a. ”med hänsyn till den aktuella anläggningens tekniska egenskaper”. Även om man inte direkt hänvisat till tillgängligheten av en teknik i sig utan endast till en individuell anläggnings tekniska egenskaper, följer härav åtminstone indirekt att vad som anses utgöra BAT i det enskilda fallet påverkas av den individuella anläggningens karaktär. Det är sedan närmast en smaksak huruvida man är av den åsikten att BAT direkt eller indirekt påverkas av hänsynstagandet till den enskilda anläggningens tekniska egenskaper eller om föreskriften i dir. 96/61/EG artikel 9(4) anses utgöra ett regelrätt undantag till tillämpningen av BAT. Slutresultatet skulle förbli detsamma, dvs. att en verksamhetsutövare inte skulle vara skyldig att tillämpa en teknik som på en allmän nivå skulle vara den bästa och dessutom vara tillgänglig, ifall individuella förhållanden som haft ett direkt samband med anläggningen beaktas i en tillräcklig utsträckning.

794 BREF dokument kommer från en förkortning av den engelska termen ”best available techniques reference” dokument.

en så kallad ”benchmarking” av det sektorspecifika utnyttjandet av tekniker.⁷⁹⁵ BREF dokumenten i sig är dock inte rättsligt bindande⁷⁹⁶ men de fungerar som en referenspunkt då man är i farten att avgöra vilka enskilda krav, som alltså bör baseras på vad som utgör den bästa tillgängliga tekniken, som i det individuella fallet kan ställas.⁷⁹⁷ Trots en eventuell svaghet beträffande deras bindande karaktär, så kunde och borde BREF dokumenten vara av en stor praktisk nytta för myndigheter, verksamhetsutövare och allmänheten i övrigt.⁷⁹⁸ Myndigheter torde givetvis ha nytta av BREF dokumenten under ett tillståndsförfarande. Verksamhetsutövare borde ha nytta av dokumenten då en verksamhet planeras och då ett tillståndsförfarande sätts igång. Allmänheten i sin tur, inbegripet icke-statliga organisationer,⁷⁹⁹ i sin tur kan utnyttja informationen som ingår i ett BREF dokument i syfte att t.ex. utforska tillståndsvillkoren.⁸⁰⁰ BREF dokument kan därmed konstateras utgöra en form av, i strikt hänseende, icke-bindande förklaring eller beskrivning över vad BAT kunde eller borde vara.

Den icke-bindande karaktären hos BREF dokument kan leda till möjliga problem beträffande den nationella implementeringen av krav som baseras på BAT. Det är i och för sig tämligen klart att nationella myndigheter kan fastställa krav som är strängare än vad som skulle följa av en tillämpning av BREF dokumenten. Det motsatta scenariot är dock också möjligt. En nationell myndighet kan även lägga ambitionsnivån så att den understiger vad som skulle ha följt av en tillämpning av ett BREF dokument. I ett sådant fall har ingen överträdelse av gemenskapsrätt ägt rum på basis av att ett BREF dokument inte följts.⁸⁰¹ Det är dock skäl att understryka att de samordnade åtgärderna för att förebygga och begränsa föroreningar som det föreskrivs om i IPPC-direktivet inte direkt kan påstås harmonisera krav eller villkor som kan ställas på olika verksamheter i tillstånd i olika medlemsstater inom gemenskapen. Snarare tvärtom, det har påpekats att flexibiliteten i IPPC-direktivet möjliggör en förvrängning av konkurrensen mellan olika verksamhetsutövare som bedriver deras verksamhet

795 Beträffande hur BREF dokumenten i praktiken blev verklighet och de olika aspekterna, diskussionerna och intressekollisionerna som gjorde sig gällande under processen att färdigställa BREF dokumenten, särskilt från ett perspektiv där man analyserat hur tekniska, politiska och rättsliga intressen transformeras till instrument av en rättslig form, även om de formellt sätt saknar bindande verkan, se Lange ”From Boundary Drawing to Transitions” 2002, s. 258–264.

796 Se dir. 96/61/EG artikel 16(2) och bilaga IV, särskilt punkt 12. Även om den svenska språkversionen kunde anses vara flummig, så behöver man endast *ta hänsyn till* ett BREF dokument.

797 Se Feldhaus ”Beste verfügbare Techniken und Stand der Technik” 2001, s. 8–9, beträffande den möjliga betydelsen av BREF dokumenten.

798 Se dock Silvo m.fl. ”Best Available Techniques (BAT) in the Finnish Pulp and Paper Industry – a Critical Review” 2005, s. 175–190, där praktiska tillämpningsproblem i samband med tillståndsförfaranden uppdagas och behandlas beträffande BREF dokumentet för pappersindustrin.

799 En så kallade non-governmental organization eller NGO.

800 Se KOM(2003) 354 slutlig, s. 16.

801 Se Hansmann ”Die neue TA Luft” 2003, s. 67–68, beträffande förhållandet mellan krav som fastställs i nationell miljörättslig reglering och anspråk som skulle följa av en tillämpning av BREF dokumenten.

inom olika regioner samt att denna flexibilitet ger möjlighet till köpsläende mellan lokala myndigheter och verksamhetsutövare, särskilt beträffande placering av anläggningar.⁸⁰²

Det existerar digra svårigheter vid en balansering och jämförelse av fördelar och nackdelar av rena tekniker eller teknologier. Under ett miljötillståndsförfarande borde en sådan analys ändå i princip utföras. Men, det är i praktiken nästan omöjligt att framställa en användbar numerisk matris, vars integritet och exakthet inte på goda grunder kunde ifrågasättas.⁸⁰³ Kontrollteknologier eller så kallade ”end-of-pipe” teknologier är i allmänhet en mera ekonomisk lösning för en verksamhetsutövare i ett kortare tidsperspektiv. Sådana kontrollteknologier kan relativt lätt och utan att leda till oskäligen utgifter integreras i en redan existerande tillverkningsprocess. Detta leder även till att fördelar med rena tekniker eller teknologier inte nödvändigtvis heller är kända på beslutsfattarnivå i enskilda företag och därmed kommer även de strategiska besluten till förmån för rena tekniker och teknologier att utebli. Införandet av ny renare teknik och teknologi stöter ofta på en omfattande friktion.⁸⁰⁴ Det kunde konstateras att den kanske främsta orsaken till detta är att nyttorna av renare tekniker och teknologier inte alltid utan svårighet kan beräknas eller uppskattas, vilket är särskilt olyckligt eftersom utgifterna i samband med en investering i renare tekniker och teknologier däremot är relativt lätta att beräkna. En kostnadseffektivitetsanalys råkar därmed lätt i obalans från första början.⁸⁰⁵

7.2.3 TILLÄMPNING AV BAT I PRAKTIKEN OCH BETYDELSEN AV ORTSKÄNSLIGHET

Det har påpekats att det finns ett behov av samspel mellan, å ena sidan, miljökvalitetsstandarder och, å andra sidan, BAT.⁸⁰⁶ Det har även föreslagits att BAT kunde fungera som en medlare mellan den möjliga konflikten mellan emissions- och immissionsreglering.⁸⁰⁷ Även om dessa uttalanden och slutsatser säkerligen är förnuftiga och de har utan tvekan fattats efter ett genomgående begrundande, så är det skäl att lägga märke till vissa relevanta element som följer av de resultat som hittills kunnat härledas från den i denna forskning gestaltade

802 Krämer ”Differentiation in EU Environmental Policy” 2000, s. 137.

803 Macrory ”Integrated Prevention and Pollution Control: the UK Experience” 1999, s. 62–64.

804 Gouldson – Murphy *Regulatory Realities* 1998, s. 29–33.

805 Svårigheter till trots, så kan man inte frångå faktumet att vad som kunde kallas för miljövänlig teknologi även innebär en möjlighet att göra ekonomisk vinst. Se Kuokkanen *International Law and the Environment* 2000, s. 254–258.

806 OECD *Environmental Requirements for Industrial Permitting. Vol. 1 B Approaches and Instruments* 1999, s. 13.

807 Se Lübke-Wolff ”Efficient Environmental Legislation – On Different Philosophies of Pollution Control in Europe” 2001, s. 80 och Lübke-Wolff ”IVU-Richtlinie und Europäisches Vorsorgeprinzip” 1998, s. 782.

teorin om normativ miljö kvalitet. Fastställandet av toleranströskeln, som äger rum genom funktionen hos den inrättande normen, är som känt stöttepelaren för den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Frågor om samspel mellan BAT och miljö kvalitetsstandarder samt BAT:s förhållande till den rådande miljö kvaliteten inom ett visst område,⁸⁰⁸ ställs ur en i viss mån felaktig utgångspunkt. BAT är nämligen inte någon udda varelse som inte skulle passa in i det ena eller det andra normativa regelverket, BAT kan nämligen påstås i sig själv utgöra en form av miljö kvalitetsnorm, såsom begreppet utnyttjas i denna forskning. BAT i sig själv bidrar till att fastställa en toleranströskel, dvs. en viss inverkan eller effekt i miljön som inte får överskridas, även om detta sker på ett relativt abstrakt plan. Det är därmed även skäl att begrunda själva tillämpningen av BAT, dvs. då BAT utnyttjas som följdnorm då man fastställer krav och villkor, och hur en ortskänslighetsbedömning i en mera omfattande skala gör ett inträde på arenan.

Det torde inte vara alltför långsökt om man skulle påstå att det allmänna intrycket beträffande BAT är att den saknar någon nämnvärd eller betydande sammankoppling med någon ortskänslighetsbedömning. I målet C-364/03 konstaterade EG-domstolen att det är ett ostridigt faktum att utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider är skadliga för människors hälsa, levande resurser och ekosystem, vilket innebär att dessa utsläpp utgör luftförorening.⁸⁰⁹ Den rättsliga följden av detta faktum är att medlemsstater är skyldiga att vidta nödvändiga åtgärder för att minska på utsläpp av dessa ämnen. Dessa åtgärder skulle bl.a. innefatta tillämpningen av BAT. Skyldigheten att minska på utsläppen i fråga är enligt domstolen oberoende av den allmänna miljö situationen i det område där en industrianläggning är belägen.⁸¹⁰ Läsaren torde omedelbart reagera på detta uttalande, i och med att det i viss mån tycks ta avstånd från den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, som trots allt lägger en avsevärd vikt på en ortskänslighetsbedömning som grund för fastställandet av toleranströskeln. Om inte den allmänna miljö situationen i det område där den ifrågavarande industrianläggningen är belägen beaktas, så råder väl någon form av diskrepans mellan BAT och en på en ortskänslighetsbedömning baserad och fastställd miljö kvalitetsnorm? Argumentet är så tillvida väluppbyggt att man inte kunde göra någon invändning mot det ifall utgångspunkten skulle vara att BAT och den inrättande normen skulle vara två funktionellt olika rättsliga verktyg. Eftersom mitt påstående är det motsatta, dvs. att BAT i själva verket även innehåller en inrättande norm, så måste domstolens yttrande granskas noggrannare.

808 Beträffande den sistnämnda diskussionen, se Gerzsenyi "Adaptation of Industrial Plants to Best Available Technology" 2006, s. 314–315.

809 Fallet gällde tolkning av dir. 84/360/EEG men torde även vara av relevans beträffande den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet i en mera omfattande kontext. Enligt dir. 84/360/EEG artikel 2(1) definieras luftförorening som "utsläpp av ämnen eller tillförsel av energi till luften som direkt eller indirekt härrör från människan och som medför risker för människors hälsa, skadar levande resurser, ekosystem eller materiella tillgångar, begränsar rekreativmöjligheter eller stör annat berättigat nyttjande av naturen".

810 Mål C-364/03 *Kommissionen mot Grekland*, domskälen, punkt 33–34.

Visserligen kunde det omedelbart konstateras att EG-domstolens yttrande om avsaknaden av betydelse beträffande den allmänna miljösituationen verkar vara ett relativt onödigt uttalande, för det första, eftersom domstolen tycks ha presumerat att utsläppen i fallet förorsakade eller kunde ha förorsakat luftförorening och, för det andra, så har man uppenbarligen ansett att påståendet om att miljökvaliteten skulle ha varit på god nivå i närområden av industrianläggningen vara föga trovärdigt.⁸¹¹ Det går dock inte att i sin helhet förbise uttalandet om betydelsen, eller snarare avsaknaden av betydelsen, av den allmänna miljösituationen vid en tillämpning av BAT. Trots att uttalandet eventuellt kunde anses vara av föga praktisk betydelse i kontexten av det enskilda fallet kan ett dylikt uttalande vara av större teoretisk betydelse särskilt när man beaktar åsikter som framställts i denna forskning.

BAT måste på något sätt vara sammankopplat med en inverkan eller effekt i miljön för att det i detta samband framställda argumentet om att BAT även skulle utgöra en inrättande norm skulle hålla streck. Vilken utsläppsstandard som helst, oberoende av hur arbiträrt den fastställts kommer att påverka den fysiska miljön på sätt eller annat. Detta innebär dock inte att följden av tillämpningen av utsläppsstandarden skulle utgöra en toleranströskel. Rättsmedel, eller närmare bestämt de följder som tillämpningen av ett rättsmedel har i den fysiska miljön kan inte utgöra den inrättande normen, eftersom inget förhållande i form av en inverkan eller effekt i den fysiska miljön identifieras eller kvalificeras. Utsläppsstandarden i fråga leder endast till att ett visst förhållande i den fysiska miljön är rådande men denna individuella utsläppsstandard i snäv bemärkelse innehåller ingen inrättande norm.⁸¹²

Den diskrepans som eventuellt uppdagats är enligt mig till en avsevärd del skenbar. Nämligen, EG-domstolen har i det stora hela endast tagit ställning till tillämpningen av BAT som en följdnorm. BAT begrundas så gott som uteslutande ur synvinkeln av vilka rättsföljder som bör bli aktuella. Om man däremot närmare begrundar hur den inrättande normen och följdnormen, som EG-domstolen hänvisat till är konstruerad, så kan man uppdaga det samband som förutsätts enligt den teori som förespråkats i denna forskning. Det är nämligen så att följdnormen, i form av ett krav att vidta förebyggande åtgärder mot luftförorening,⁸¹³

811 Domstolen påpekade som känt att ”det är ostridigt att utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider är skadliga för människors hälsa, levande resurser och ekosystem”, se mål C-364/03, domskälen, punkt 34. Se mål C-364/03, domskälen, punkt 32, beträffande misstankar vad gäller trovärdigheten av påståendet att kvaliteten av miljön skulle ha varit god.

812 Här är det dock skäl att påpeka att det i sig inte spelar någon roll i vilket skede den inrättande normen utfört den erforderliga identifieringen och klassificeringen. Så länge som ett utsläppsgränsvärde fastställs med någon sammankoppling till en inrättande norm, så uppfylls kravet som förutsätts av normativ miljökvalitet. Det är endast ifall man fullständigt arbiträrt förordnade om utsläppsgränsvärden, utan någon sammankoppling som helst till en inrättande norm, som en dylik reglering inte skulle vara förenlig med normativ miljökvalitet.

813 Se dir. 84/360/EEG artikel 4(1) samt artikel 13, där man bl.a. fastställer en skyldighet att tillämpa BAT för att förhindra luftförorening. Det var närmast den sist nämnda artikeln som var relevant i det hänvisade fallet, eftersom det var fråga om att anpassa en befintlig anläggning till bästa

såsom även EG-domstolen i förbifarten konstaterat, inte helt enkelt kan frånges från den inrättande normen.⁸¹⁴ EG-domstolen hänvisar nämligen de facto i fallet till en fastställd toleranströskel som fungerar som det styrande elementet för tillämpningen av rättsmedel, där tillämpningen av BAT är i fokus. Denna toleransströskel utgörs i det stora hela av definitionen på förorening.⁸¹⁵ Tillämpningen av BAT och begränsningen av utsläpp styrs av kravet om att förhindra eller minska på förorening, men vid sidan om detta bör man även hålla i minnet funktionen av BAT som en följdnorm. BAT utgör ju ett verktyg som ger vid handen hurdana villkor i form av utsläppsgränsvärden eller motsvarande parametrar som bör fastställas i en tillståndprocess. I detta samband är det i sin tur mycket möjligt att övriga faktorer börjar spela en roll i själva tillståndprocessens slutresultat. Dessa påverkar dock inte själva funktionen av BAT i en snäv kontext.⁸¹⁶

BAT är ytterligare ett koncept som undergår en ständig förändring. Nya tekniker och teknologier utvecklas konstant och i sinom tid kommer vissa av dessa tekniker eller teknologier att utvecklas i en sådan grad att de kommer att utgöra en ny mera utvecklad BAT. Det kommer även alltid att existera innovativa enheter inom olika industrisektorer som med deras framsteg kommer att sätta trenden för morgondagens BAT inom sina respektive sektorer.⁸¹⁷ Fastställandet av utsläppsstandarder som baseras på den bästa tillgängliga tekniken enligt IPPC-direktivet är en fortlöpande och dynamisk process, där man är tvungen att beakta framsteg och innovationer beträffande tekniker och deras tillgänglighet och användbarhet inom varje enskild sektor och process.⁸¹⁸ Villkor och krav i tillstånd som baserats

tillgängliga teknik. Luftförorening i sin tur är definierad i dir. 84/360/EEG artikel 2(1) och innehåller en klar hänvisning till ett förhållande i miljön, eftersom man nämner utsläpp "som medför risker för människors hälsa, skadar levande resurser, ekosystem eller materiella tillgångar, begränsar rekreativsmöjligheter eller stör annat berättigat nyttjande av naturen". Detta är den i fallet relevanta inrättande normen.

814 Se mål C-364/03, domskälen, punkt 30, där man talar om "åtgärder som är lämpliga för att bekämpa förorening av atmosfären." Åtgärder som inte har något att göra med att bekämpa förorening av atmosfären är därmed irrelevanta i denna kontext. En följdnorm, däribland BAT, måste därmed vara sammankopplad till den inrättande normen, som just hänvisat till luftförorening eller förorening av atmosfären.

815 Se mål C-364/03, domskälen, punkt 34 och dir. 84/360/EEG artikel 2(1).

816 Ett gott exempel utgörs av föreskriften i dir. 96/61/EG artikel 9(4), där det stadgas att utsläppsgränsvärden och likvärdiga parametrar eller tekniska åtgärder som fastställs i ett tillstånd skall bygga på BAT och "fastställas med hänsyn till den aktuella anläggningens tekniska egenskaper och geografiska belägenhet samt de lokala miljöförhållandena." Detta rättsnöre har även i nationell kontext poängterats och tillämpats av HFD i HFD 2004:38, i syfte att lindra på tillståndsvillkor.

I detta hänseende är det av intresse att även fästa uppmärksamhet vid fallet HFD 1997:148, som gällde driften av en bensinmack på ett område där viktiga grundvattenförekomster var belägna. HFD konstaterade att områdets särskilda känslighet innebar att man måste förhålla sig till spill av ämnen enligt en linje som byggts på noll-tolerans. Eftersom ingen ibruttagbar teknik som sådan kunde garantera denna noll-tolerans, fanns det inga förutsättningar för att utöva den ovan nämnda verksamheten. Detta ledde till att inget tillstånd kunde beviljas.

817 Beträffande innovationens natur och hur den transformeras till användbara tekniker för enskilda verksamhetsutövare inom enskilda sektorer, se Gouldson – Murphy *Regulatory Realities* 1998, s. 25–29.

818 OECD *Environmental Requirements for Industrial Permitting. Vol. 1 B Approaches and Instruments* 1999, s. 44 och 53, samt Slater "Achieving the Best for the Environment and for the Future" 1999, s. 27.

på BAT kan därmed aldrig erhålla karaktären av statiska eller varaktiga normer, i och med att en verksamhetsutövare inte direkt med framgång kan återopå historiska faktum beträffande villkor och krav i tillstånd som baserats på en föråldrad BAT, dvs. om det har skett framsteg inom en relevant teknik. Det kunde även ifrågasättas huruvida miljörättsliga tillståndsförfaranden där BAT är inblandad ens kunde beskrivas som statiska administrativa förfaranden. BAT kunde nämligen påstås inneha som en bieffekt att förvandla ett tillståndsförfarande till en dynamisk och fortlöpande process.⁸¹⁹

Även om den dynamiska eller progressiva naturen hos BAT i det ovan nämnda hänseendet kan påvisas, så har det poängterats att en direkt katalysator för utveckling eller ett pådrivande medel för dynamik i sig dock lyser med sin frånvaro i BAT som ett separat instrument, då BAT betraktas i isolation från övriga åtgärder och mekanismer. Detta beror i första hand på den relativa karaktären hos BAT som är djupt rotad i fundamenten på själva konceptet. Kravet på tillgänglighet påverkar som känt avgörandet beträffande vilken teknik som utgör BAT i det enskilda fallet. En ny, renare och framförallt bättre teknik måste först gå igenom en process av forskning och utveckling innan tekniken är redo att föras ut på marknaden och på så sätt stiga över tröskeln beträffande kravet på tillgänglighet. BAT kan därmed inte i sig fungera som en guide för innovation. Utan något externt incentiv, positivt eller negativt, kommer denna aspekt av BAT:s dynamiska karaktär att saknas. Det är engagemanget eller förbindelsen till t.ex. politiskt fastställda miljömål, innan någon innovation ägt rum, som eventuellt skapar incentiven för framsteg.⁸²⁰ En bättre teknik utvecklas inte av sig själv.⁸²¹

819 OECD *Environmental Requirements for Industrial Permitting. Vol. 1 B Approaches and Instruments* 1999, s. 81. Se även Feldhaus "Beste verfügbare Techniken und Stand der Technik" 2001, s. 1–5, som konstaterar att man med hjälp av att tillämpa "Stand der Technik", som mer eller mindre överensstämmer med vad som ingår i BAT, möjliggör ett dynamiskt skydd av miljön och även att försiktighetsprincipen beaktas. Se även Wahl "Materiell-integrative Anforderungen an die Vorhabenzulassung" 2000, s. 506, som anser att "Stand der Technik" leder till strängare krav än BAT, även om han inte torde ha något oöverstigligt emot att paralleller mellan dessa två dras.

820 Se Bansal – Gangopadhyay "Incentives for Technological Development: BAT Is Bad" 2005, s. 345–361, där det påpekas att BAT utan någon extern drivkraft inte kommer att fungera i samklang med något potentiellt mål om en ihållande utveckling av renare och bättre tekniker. Därmed argumenteras det för en "commitment policy" där man på den offentliga maktens sida fastställer bindande miljömål som ligger på en nivå som överstiger den som kunde uppnås med dagens bästa teknik. Hur dessa bindande miljömål sedan uppnås lämnas till verksamhetsutövare att lösa genom forskning och utveckling. Ett önskvärt villkor i detta scenario är att parter på marknaden har kännedom om och är redo att betala för den eventuellt ökade kostnaden som följer av att de strängare miljömålen iakttas.

Det är i samband med ett sådant "miljömål" som man även kan spåra förhållandet mellan BAT och den inrättande normen. Såsom redan konstaterats, så kan BAT inte fungera utan referens till ett förhållande i miljön. För att man skall kunna komma till en slutsats beträffande vad som är den bästa tekniken, så måste man ta ställning till vilka värden i miljön det är som värdesätts på ett sådant sätt att denna värdesättning kan påvisa vad man avser med den bästa tekniken för miljön som helhet. En teknik kan utgöra BAT endast då den är bäst för miljön, inte då den är bäst för verksamhetsutövaren, aktieägaren, arbetstagaren, försäkringsgivaren etc.

821 Se Albers "Reformimpulse des Konzepts integrierten Umweltschutzes" 2005, s. 405. Det är självklart svårt att i sista hand avgöra huruvida ett tekniskt framsteg berott på den ena eller den

Ett miljömål vars syfte är att fungera som katalysator kommer även på sitt sätt att utgöra en vägvisare för hur BAT i ett enskilt fall skall bedömas, men i samma veva kommer den under ständig förändring varande BAT att revidera vad som kan anses utgöra ett realistiskt miljömål, åtminstone så länge som en nedläggning av verksamheten inte begrundats som alternativ.⁸²² Problemet ligger delvis i att det inte alltid finns tillräckligt med information om förhållanden och funktioner i den fysiska miljön som skulle vara nödvändiga för att avgöra på vilken nivå miljömål borde fastställas, eller åtminstone inom vilket intervall det skulle vara klokt att fastställa miljömål.⁸²³ I sista hand är det ändå ett mer eller mindre politiskt beslut hur ambitiösa miljömål man vill följa. Vad som dock skulle vara ytterst viktigt är att fastställandet av miljömål skulle göras på basis av ett strategiskt tänkande som skulle sträcka ut sig i en tillräckligt lång tid i framtiden. Det är här som utmaningen ligger, eftersom visioner och strategier i sig är till föga hjälp om inte de transponeras till konkreta åtgärder som vidtas idag. Dialogen mellan långtidsmålsättningar och dagligt beslutsfattande måste vara fortlöpande.⁸²⁴ Den dynamiska karaktären hos BAT och friktion i det politiska beslutsfattandet kan i praktiken vara svårt att kombinera till en harmoniskt fungerande helhet. Ifall långtgående miljömål fastställs på en för låg nivå ur ett miljövänligt perspektiv, så kommer framtida investeringar knappast att göras så att BAT på bästa möjliga sätt skulle utvecklas. Däremot, om miljömål fastställs på en för ambitiös nivå ur ett tekniskt perspektiv, så kommer industrin inte att kunna svara på utmaningen genom att utveckla och utnyttja tekniska framsteg, utan målen måste nås med någon annan metod, t.ex. genom avveckling av verksamheten eller förbud att utvidga verksamheten.⁸²⁵

andra orsaken. Se Gagelmann – Frondel ”The Impact of Emission Trading on Innovation – Science Fiction or Reality?” 2005, s. 203–210, där man, såsom rubriken redan utlovar, begrundar funktionen av utsläppshandel och dess potential att fungera som ett incitativ för teknisk utveckling.

822 Det är med andra ord fråga om en typ av symbiotiskt förhållande. För att utnyttja begreppsapparaturen i denna forskning, så kunde man uttrycka det aningen förenklat så att den inrättande normen påverkar följdnormen, men samtidigt kommer följdnormen att påverka hur man på ett vettigt sätt skall utforma den inrättande normen. Men, såsom med alla symbiotiska förhållande, så kommer förbindelsen att krossas ifall ett av de två elementen saknas. Ifall följdnormen saknas, så kommer ingen garanti för den inrättande normens uppehälle att existera. Ifall den inrättande normen saknas, så kommer följdnormen att sakna referenspunkt och sannolikt invalidiseras.

823 Vidare är det ju som bekant inte heller lätt att beskriva det miljömål som man syftar till, eftersom det egentligen inte existerar en omnipotent numerisk matris som kunde ge svar på frågor om hur för- och nackdelar bör balanseras mot varandra. Se Zöttl ”Towards Integrated Protection of the Environment in Germany” 2000, s. 284–285, som behandlat brittisk och tysk miljöpolitik. Beträffande problemen med förorening från diffusa källor och problem att identifiera de relevanta hoten för att ett miljömål kunde förverkligas, se Peters ”Environmental Framework Directives of the European Union” 1999, s. 18–19.

824 Hillyer ”What Does the Environment Need from a Permit” 1999, s. 42–43.

825 Se OECD *Environmental Requirements for Industrial Permitting. Vol. 1 B Approaches and Instruments* 1999, s. 48–51. Även om det också påpekats att strikta krav kan fungera som ypperliga drivmedel för utveckling av tekniker från ett embryostadium till fullt tillgängliga tekniker. Beträffande succéer i detta hänseende, se LIFE Focus *Industrial pollution, European solutions: clean technologies* 2003, s. 2–3 och 12–29.

Det är med andra ord även på grund av de nyss nämnda orsakerna av yttersta vikt att begrunda vilken karaktär och funktion BAT egentligen har inom den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, särskilt om den i sig själv innehåller den funktion som förutsätts av en inrättande norm. Funktionen av BAT i samband med följdnormer karakteriseras av faktumet att utsläppsgränsvärden och likvärdiga parametrar eller tekniska åtgärder som skall fastställas i ett miljö tillstånd bör bygga på bästa tillgängliga teknik. Det är dock förbjudet att i tillståndet föreskriva om användningen av en specifik teknik eller teknologi. Förbudet att bestämma vilken teknik som skall användas förtydligar funktionen av BAT i förhållande till följdnormen. BAT är i detta hänseende endast ett verktyg för att fastställa vilken nivå utsläppsstandarder skall ha. BAT:s funktion som ett verktyg som hjälper till i processen att modellera följdnormer på ett sådant sätt att en toleranströskel inte överstigs torde klargöras av detta faktum.

Förutbestämda eller fastställda tekniska åtgärder i en bindande form av reglering är enligt huvudregeln förbjudna enligt IPPC-direktivet, eftersom myndigheter inte kan förutsätta eller kräva att en verksamhetsutövare utnyttjar en viss specifik teknik eller teknologi. Det har dock ansetts att myndigheter i vissa fall skulle ha en befogenhet att fastställa bindande tekniska åtgärder, vilket alltså i praktiken skulle innebära att användandet av en specifik teknik eller teknologi skulle förutsättas. Nämligen, ifall utnyttjandet av en viss specifik teknik skulle vara nödvändigt för att undvika t.ex. en överföring av förorening från ett medium till ett annat, så skulle man trots allt kunna förutsätta att denna teknik utnyttjades.⁸²⁶ Detta är i princip sant, men motiveringen är kanske inte så elegant som den kunde vara. Faktum torde trots allt vara att utnyttjandet av en särskild teknik inte kan förutsättas, men däremot kan villkor i form av krav på prestanda i praktiken, enligt BAT, ställas på en sådan nivå att detta de facto förutsätter att en viss särskild teknik används. Detta följer dock inte direkt av att man explicit förutsatt att denna teknik utnyttjas, utan av att denna teknik utgör den bästa tillgängliga tekniken, och övriga tekniker inte når upp till samma nivå, varför det enda alternativet, ifall verksamheten inte läggs ner, är att utnyttja den särskilda tekniken. Slutresultatet är dock i praktiken detsamma.

Utnyttjandet av BAT är inte ett verktyg utan problem. Vid sidan om de närmast ekonomiska aspekterna som måste beaktas och balanseras, har BAT även ett mera praktiskt problem på ett snävare plan som fokuserar på miljöskydd i sig. Definitionen på och konceptet BAT innehåller tanken att man måste beakta alla olika aspekter av miljömässig prestanda, dvs. hur tekniken påverkar miljön som helhet.⁸²⁷ Idén är att minskning av förorening i ett medium inte skall leda

826 Se Lübke-Wolff "Efficient Environmental Legislation – On Different Philosophies of Pollution Control in Europe" 2001, s. 80–84, särskilt s. 84 fotnot 25.

827 Se t.ex. Albers "Reformimpulse des Konzepts integrierten Umweltschutzes" 2005, s. 401, som påpekar att begreppet miljö, som bl.a. utnyttjas i dir. 96/61/EG artikel 1, inte definierats i direktivet. För övrigt går bakgrundstanken om att skydda miljön som en helhet att spåra genom hela dir. 96/61/EG. Till en hur stor del detta sist och slutligen utgörs av mer eller mindre tomma ord är en värderingsfråga. Faktum torde dock vara att man i dir. 96/61/EG även kunde ha tagit

till en ökning av förorening i ett annat medium, vilket skulle omintetgöra eller åtminstone förminska eventuella positiva resultat. Negativa konsekvenser i miljön, oberoende om de är direkta eller indirekta, kommer att diskvalificera en tekniks status som BAT. Denna negativa konsekvens kan bestå av övergången av förorening från ett medium till ett annat eller någon annan negativ inverkan eller effekt i miljön i allmänhet, vilket även kan bestå av en oproportionell ökning av energikonsumtionen eller energi-intensiteten.⁸²⁸ Målet med ett skydd av miljön som helhet där övergången av förorening från ett medium till ett annat borde beaktas är dock svårt att få att fungera i praktiken. För- och nackdelar i olika medium som är följden av en viss teknik bedöms i allmänhet inte eftersom tillståndsmyndigheter helt enkelt tycks sakna behövliga verktyg för att förverkliga målet med att skydda miljön som en helhet.⁸²⁹ Vad som utgör den bästa tillgängliga tekniken är även beroende av inverkan eller effekten av det enskilda utsläppet i det individuella fallet som kommer att vara följden av en viss handling eller verksamhet.⁸³⁰

Till följd av själva definitionen på BAT, som förutsätter att en ifrågavarande teknik skall vara den som är mest effektiv för att uppnå en hög allmän skyddsnivå för miljön som helhet, kommer alltså en toleranströskel att fastställas. Även om BAT i första hand torde kunna anses utgöra ett verktyg för att fastställa de enskilda villkoren för och kraven beträffande enskilda verksamheter, så kommer BAT redan i sig att innehålla den grundläggande funktionen som förutsätts av en inrättande norm, dvs. ett ställningstagande i relation till den fysiska miljön i form av en identifiering och kvalificering av ett förhållande eller en funktion i den fysiska miljön. Faktumet att toleranströskeln läge på den stigande skalan av ökande intensitet av inverkan eller effekt i miljön till följd av den dynamiska karaktären hos BAT kunde påstås vara allt annat än klar, leder till den intressanta frågan beträffande samspelet mellan, å ena sidan, BAT och, å andra sidan, toleranströskeln i allmänhet, som alltså även kan vara fastställd till följd av övrig reglering.

längre steg i integrationen i detta hänseende. Se Wahl "Materiell-integrative Anforderungen an die Vorhabenzulassung" 2000, s. 503–504.

828 Se Pellini – Morris "IPPC and Intensive Pig Production in England and Wales: Compliance Costs, Emission Abatement and Affordability" 2002, s. 338–343, beträffande balanseringen av för- och nackdelar vad gäller utnyttjandet av ren teknologi, å ena sidan, och energi-intensitet och ökade koncentrationer av näringsämnen, å andra sidan.

829 Bohne – Dietze "Pollution Prevention and Control in Europe Revisited" 2004, s. 211–213. Se även Feldhaus "Integriertes Anlagenzulassungsrecht materiell- und verfahrensrechtliche Anforderungen nach neuem Recht" 2002, s. 2, som påpekar att det i praktiken kan vara omöjligt för relevanta myndigheter att förverkliga skyddet av miljön som helhet, helt enkelt på grund av bristande kunskap och information.

830 Se Molnar "Integrated Pollution Prevention and Control" 2002, s. 269, där det redogörs över aspekter som skall beaktas vid ett avgörande om vad som utgör BAT i det enskilda fallet enligt spansk lagstiftning. En av dessa aspekter utgörs av den faktiska inverkan eller effekten av utsläppet som är föremål för reglering i fallet.

7.3 MILJÖKVALITETSNORMENS ÖVERHÖGHET

I artikel 10 i vattenramdirektivet (2000/60/EG) föreskrivs att om ett kvalitetsmål eller en kvalitetsnorm som upprättats i enlighet med gemenskapslagstiftning uppställer strängare villkor än de som skulle bli resultatet vid en tillämpning av sådan gemenskapslagstiftning som fastställer, eller på basis av vilken det fastställs, utsläppsregleringar, så skall strängare utsläppsregleringar än de som följt av den sistnämnda regleringen fastställas. Det spelar ingen roll vilken gemenskapslagstiftning som ligger som grund för de strängare villkoren.⁸³¹ Likaså spelar det ingen roll vilken gemenskapslagstiftning som legat som grund för den sedermera otillräckliga utsläppsregleringen.⁸³² Detta skapar en viss upprepning i och med att det i t.ex. IPPC-direktivet i sig redan ingår en klar hänvisning till en fastställd toleranströskel och dess fundamentala betydelse för utnyttjandet av det rättsmedel, dvs. fastställande av tillståndsvillkor, som det föreskrivs om i IPPC-direktivet. En fastställd toleranströskel styr ambitionsnivån på villkoren och kraven på den verksamhet som är föremål för tillståndsförfarandet.⁸³³ En sådan upprepning kan dock endast tolkas som att den befäster den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet.

Den icke uttömmande kvalifikationen i vattenramdirektivet av gemenskapslagstiftning som kan ligga till grund för strängare villkor är av särskilt intresse med tanke på denna forskning. Vad avses med dessa kvalitetsmål eller kvalitetsnormer som leder till att strängare krav inte bara kan, utan skall fastställas? Innefattas miljö kvalitetsnormer och därmed också den, med hjälp av dessa, föreskrivna normativa miljö kvaliteten av de kvalitetsmål och kvalitetsnormer som inte bara kan, utan skall ha som en rättslig konsekvens att strängare krav fastställs? För det första, är det skäl att konstatera att artikel 2(35) i vattenramdirektivet innehåller en definition på begreppet miljö kvalitetsnorm, som endast innefattar vad som i denna forskning skulle kallas för en miljö kvalitetsstandard,⁸³⁴ dvs. koncen-

831 Enligt dir. 2000/60/EG artikel 10(3) tillämpas kvalitetsmålet eller kvalitetsnormen "oavsett om det/den har upprättats i enlighet med [...] eller i enlighet med någon annan gemenskapslagstiftning". Se även Gipperth "Ramdirektivet för vatten" 2001, s. 476–477, som kommer till slutsatsen att miljömålen enligt dir. 2000/60/EG artikel 4 utgör sådana kvalitetsmål eller kvalitetsnormer som avses i direktivets artikel 10(3).

832 I dir. 2000/60/EG artikel 10(2) hänvisas bl.a. till dir. 96/61/EG, dir. 91/271/EEG och dir. 91/676/EEG. Men, vad som är essentiellt, man hänvisar även till "all annan relevant gemenskapslagstiftning". Detta kan skapa problem för nationell implementering eftersom följderna av vattenramdirektivet i form av begränsningar i verksamheter kan uppstå både under ögonblicket för beslutsfattandet och under tiden då verksamheten drivs. Dessa följder sträcker sig även till offentligt beslutsfattande eller dylikt inom flera olika gebit inom miljö rätten. Se Hollo "Yhteisön vesipolitiikan puitteiden tiivistys ja Suomen oikeusjärjestys – osa I" 2001, s. 44.

833 Enligt dir. 96/61/EG artikel 10 bör man föreskriva om ytterligare åtgärder i ett tillstånd om en miljö kvalitetsnorm ställer högre krav än vad som kan uppnås genom användning av bästa tillgängliga teknik.

834 I den engelska språkversionen används begreppet "quality standard". Någon för långtgående slutsats kan dock inte dras från detta. Jämför med begreppet "norme de qualité" i den franska språkversionen. I den tyska språkversionen används i artikel 2(35) begreppet "Umweltqualitätsnorm" medan artikel 10(3) innehåller begreppet "Qualitätsstandard".

trationen av ett visst förorenande ämne eller en viss grupp av förorenande ämnen i ett medium. Artikel 10(3) föreskriver dock om kvalitetsmål och kvalitetsnormer som även upprättats enligt någon annan gemenskapslagstiftning än vattenramdirektivet. Definitionen på miljökvalitetsnorm i vattenramdirektivet är naturligtvis begränsad till tillämpningen av vattenramdirektivet, men dess innehåll kan dock inte helt och hållet förbigås på denna grund så länge som tolkningen gäller artikel 10(3) i vattenramdirektivet. För det andra, är det även skäl att påpeka att det inte går att förvisa en eventuell tolkningskraft av definitionen på begreppet miljökvalitetsnorm genom en argumentation om att artikel 10(3) behandlar vad som kallas en kvalitetsnorm, inte en miljökvalitetsnorm. Vad som däremot kunde beaktas är att artikel 10(3) i vattenramdirektivet även nämner kvalitetsmål vid sidan om kvalitetsnormer som företeelser som kunde leda till att strängare utsläppsstandards fastställs. Finns det en grundad anledning att göra en klar distinktion mellan, å ena sidan, kvalitetsmål och, å andra sidan, kvalitetsnormer vid en tolkning av artikel 10(3) i vattenramdirektivet, eller är det skäl att hellre tolka begreppen kvalitetsmål och kvalitetsnorm som ett uttryck för en större helhet, dvs. vad som enligt terminologin i denna forskning skulle kallas för normativ miljökvalitet som är föreskriven av en miljökvalitetsnorm?

Variationen mellan de olika språkliga versionerna och möjligheten att gå vilse beträffande en snäv tolkning som baserats på ett utnyttjat begrepps exakta ordalydelse talar för slutsatsen att en tolkning inte enkom skall baseras på det utnyttjade språkliga uttrycket. Vad som bör begrundas är hurdan karaktär den norm som uppställer skyldigheten att fastställa strängare utsläppsstandards har. Har man avsett att denna norm bör vara en absolut eller numerisk miljökvalitetsstandard? Eller är det hellre så att normens numeriska exakthet inte spelar någon roll, och att man däremot skall fästa uppmärksamhet vid den rättsliga följden, dvs. fastställandet av strängare utsläppsstandards, som är en konsekvens som följer enkom av normens bindande verkan, vilken i sin tur inte kan bero på normens numeriska exakthet?

En miljökvalitetsnorms bindande verkan kan inte vara beroende på hur exakt formulerad normen ifråga är. Reglering som bygger på utsläppsstandards är sekundär i den meningen att denna typ av reglering är av underställd natur i förhållande till den fastställda toleranströskeln. Intensitetsnivån beträffande inverkan eller effekt i miljön som överskrider toleranströskeln är det grundläggande kriteriet för att avgöra när rättsliga konsekvenser för aktörer, dvs. handlingar och verksamheter som utförs av människan eller företeelser som människan kan kontrollera, inträder. Detta innebär att föreskrifter eller villkor som fastställts genom reglering av utsläpp viker undan ifall toleranströskeln trots allt överskrids. Den enda möjligheten att undgå denna följd är att toleranströskeln läge på den stigande skalan av ökande intensitet av inverkan eller effekt i miljön ändras. I praktiken är det givetvis möjligt, så länge som toleranströskeln läge är öppet för tolkning i det enskilda fallet, att t.ex. en tillståndsmyndighet eller en domstol tolkar miljökvalitetsnormen så att en excessiv inverkan eller effekt trots allt inte anses vara vid handen. I teorin har dock i ett sådant

sammanhang inget skifte av toleranströskeln läge ägt rum. Det är fråga om ett de facto fastställande av toleranströskeln läge i den ifrågavarande instansen.

Ifall toleranströskeln inte överskrids fastställs utsläppsstandarder i enlighet med de föreskrifter som är tillämpliga på det enskilda fallet. Normativ miljö-kvalitet påverkar endast utsläppsstandarder i en strängare riktning, ett motsatsslut kan däremot inte göras. Faktumet att toleranströskeln inte överskridits behöver således inte innebära att en handling eller verksamhet skulle gå fri från några begränsningar beträffande utsläpp eller annat utövande. Då är det skäl att även hålla i minnet att funktionen av toleranströskeln beträffande normativ miljö-kvalitet även kan innefatta att en viss önskad omständighet förebyggs, dvs. risken för att toleranströskeln kunde överskridas omfattas av funktionen av normativ miljö-kvalitet. En annan fråga är sedan att ett till buds stående rättsmedel kan vara begränsat beträffande dess användning. Trots att en fastställd toleranströskel eventuellt kunde överstigas, så kan följdnormens, dvs. rättsmedlets, begränsade tillämpningsområde innebära att följdnormen inte aktiveras. Vad gäller omfånget av användning av miljötillstånd som rättsmedel i nationell kontext har man i rättspraxis understrukt miljötillståndets begränsade funktion som ett rättsmedel vars syfte är att reglera utsläpp.⁸³⁵ Ifall en eventuell toleranströskel kunde överstigas till följd av en annan handling än en sådan som kunde klassificeras som ett utsläpp begränsas möjligheten att utnyttja miljötillstånd som rättsmedel avsevärt. Fysisk förändring av ett område, trots att detta hade en inverkan eller effekt i miljön, som kunde påverka t.ex. naturvärden inom ett område är inte följden av förorening enligt MSL (86/2000) eftersom inget utsläpp ägt rum (MSL 3.1,1 §). Därmed kan sådana konsekvenser inte beaktas då det avgörs huruvida verksamheten leder till försämring av speciella naturförhållanden inom det område som påverkas av verksamheten (MSL 42.1,4 §), eftersom det inte, till dessa delar, är fråga om en verksamhet som medför risk för förorening av miljön, enligt definitionen i MSL.⁸³⁶

I vattenramdirektivets artikel 10(3) förutsätter man att endast eventuella kvalitetsmål eller kvalitetsnormer som upprättats i enlighet med gemenskaps-lagstiftning beaktas. Frågan är givetvis vad som avsetts med uttrycket att upprätta enligt gemenskapslagstiftning. Förutsätts det att gemenskapslagstiftningen uttryckligen tagit ställning till att man i det ifrågavarande fallet verkligen hade

835 I HFD 2006:7 var det fråga om hur två små tjärnar på en myr kunde påverka beviljandet av ett miljötillstånd enligt MSL (86/2000) för torvproduktion på myren. HFD ansåg att vattendragen inte som naturtyper enligt VL 1:15a (264/1961) kunde inbegripa hela den myr på nästan 300 hektar som till följd av förbudet mot att äventyra en naturtyp i naturtillstånd i praktiken skulle komma att skyddas för torvproduktion. Inga beslut som avses i NVL (1096/1996) hade fattats beträffande vattendragen. HFD påpekade att fastän egenskaperna hos myren som helhet kunde ha betydelse vid bedömningen av hur ett litet vattendrag närmare skall klassificeras som naturtyp eller vid bedömningen av dess naturvärden eller naturtillstånd, skyddas inte själva helheten eller sådana i denna helhet ingående naturvärden som inte hör till vattendraget eller dess randområden eller verkningsområden.

836 HFD 2006:7 stycke 6.

som avsikt att upprätta ett visst särskilt kvalitetsmål eller en viss specifik kvalitetsnorm? Eller krävs det till och med att kvalitetsmålet eller kvalitetsnormen endast kan upprättas ifall det finns ett uttryckligt kompetensstadgande i gemenskapslagstiftning som givit befogenhet att upprätta det ifrågavarande kvalitetsmålet eller kvalitetsnormen, eftersom artikel 10(3) förutsätter att upprättandet skall ske *i enlighet* med gemenskapslagstiftning? Eller avses här med uttrycket upprätta i enlighet med gemenskapslagstiftning endast slutresultatet, dvs. att man till följd av gemenskapslagstiftning har upprättat en miljökvalitetsnorm, eller med andra ord, att en inrättande norm har identifierat och kvalificerat ett förhållande i miljön? En skarpsynt läsare uppdagar eventuellt ett, åtminstone i teorin, existerande problem beträffande en, vad man kunde kalla, implicit fastställd miljökvalitetsnorm, som t.ex. kunde utgöras av en utsläppsstandard, som under vissa omständigheter kunde anses ha upprättat en miljökvalitetsnorm trots att inget explicit ställningstagande tagits beträffande miljöns kvalitet i sig. Denna sistnämnda variant skulle antagligen vara en rätt så teoretisk konstruktion, eftersom det är sannolikt att åtminstone det avgörande eller allmänna kriteriet för att en till synes till sin karaktär uteslutande utsläppsstandard kunde anses upprätta en miljökvalitetsnorm är att någon hänvisning gjorts till miljöns kvalitet. Det spelar sedan ingen roll hur tveksam eller hur beroende av tolkning denna hänvisning är, eftersom den trots allt upprättat en miljökvalitetsnorm. Beträffande möjligheten av en sådan implicit norms existens, så är det trots allt skäl att begrunda frågan med tanke på temat för denna forskning, även om tillämpningen skulle begränsas till frågor av en mera teoretisk karaktär.

Det är på sin plats att först vända blicken till frågan ifall artikel 10(3) i vattenramdirektivet endast syftar till någon typ av norm som upprättats explicit, i den meningen att avsikten verkligen varit att uppställa en norm. En språklig analys ger inte direkt svar på frågan hur uttrycket "upprättats i enlighet med" skall tolkas. Språkversionerna skiljer sig på denna punkt, men argumentet för att andra än explicit fastställda mål eller normer beträffande miljöns kvalitet skulle ingå får inte något okontroversiellt eller direkt stöd.⁸³⁷ I och för sig torde det inte spela en alltför stor roll om uttrycket i den svenska språkversionen skulle vara fastställa i stället för upprätta, eftersom den egentliga skillnaden trots allt ligger i funktionslogiken, där ett godtagande av att även en implicit upprättad eller fastställd miljökvalitetsnorm i det stora hela godtas med hjälp av att det avgörande kriteriet är det faktiska slutresultatet som innehållet hos gemenskapslagstiftning har beträffande miljöns kvalitet. En utsläppsstandard som inte tar någon ställning till miljöns kvalitet, utan endast fastställer ett krav beträffande ett utsläpp, påverkar

837 Vissa språkversioner tar klart ställning mot en utvidgad tolkning av begreppet genom att inte i sig nämna uttrycket upprätta utan snarare vad som skulle kunna översättas till fastställa i svenskan. Se den tyska språkversionens uttryck "festlegen" eller den fiska språkversionens "vahvistaa". Jämför dock med den engelska språkversionens uttryck "established", den franska språkversionens "établi" eller den spanska språkversionens "establecidos", som bättre motsvarar den aktuella svenska språkversionens uttryck "upprätta", även om uttryck som "establish" och "establecer" även kunde översättas med ordet fastställa.

i praktiken miljöns kvalitet, eftersom utsläppen från en punktkälla begränsas i enlighet med kravet i utsläppsstandarden. Då är frågan närmast om man kunde anse att denna följd i miljöns kvalitet även innebär att någon form av inrättande norm också varit i funktion.

Faktiska följder i miljöns kvalitet utgör vad som i denna forskning kallats för råa, materiella eller naturvetenskapliga fakta. Normativ miljökvalitet är som bekant ett institutionellt faktum. Funktionslogiken hos normativ miljökvalitet förutsätter att en inrättande norm identifierar en viss egenskap eller ett visst förhållande i den fysiska miljön och till följd av denna identifikation kvalificeras denna egenskap eller detta förhållande. Därmed har ett institutionellt faktum, dvs. normativ miljökvalitet, uppstått i ett enskilt fall.⁸³⁸ Ifall ingen egenskap eller inget förhållande i den fysiska miljön identifieras och kvalificeras, dvs. ingen inrättande norm är i funktion i det enskilda fallet, kan det inte vara fråga om normativ miljökvalitet såsom begreppet används i denna forskning. Därmed utesluts även den teoretiska möjligheten att en ovan nämnd, vad man kunde kalla, äkta utsläppsstandard skulle kunna ha som följd att ett institutionellt faktum upprättats. Det är skäl att här understryka att identifikationen och kvalificeringen kan ske på grunder som är tvetydiga eller öppna för tolkning. Vad som däremot bör framhåvas är att ingen identifikation eller kvalificering kan ske om ingen hänvisning till den egenskap eller det förhållande hos den fysiska miljön som identifieras och kvalificeras görs. Utan en inrättande norm kan ett institutionellt faktum i form av normativ miljökvalitet inte uppstå.

Artikel 10(3) i vattenramdirektivet bör tolkas enligt huvudalternativet som förutsätter att gemenskapslagstiftning på sätt eller annat hänvisat till den egenskap eller det förhållande i den fysiska miljön som utgör det kvalitetsmål eller den kvalitetsnorm, som det hänvisas till i artikel 10(3) i vattenramdirektivet. Vid tillämpningen av denna tolkningsvariant är det skäl att, för det första, framhåva att man med uttrycket gemenskapslagstiftning inte bara syftar till sekundär gemenskapsrätt utan till gemenskapslagstiftning i allmänhet och som en helhet. För det andra, bör det ytterligare påpekas att begreppen kvalitetsmål eller kvalitetsnorm, även syftar till vagt, tvetydigt eller abstrakt uttryckta egenskaper hos miljöns kvalitet. För det tredje, förutom de nyss nämnda kvalifikationerna förutsätts det enligt artikel 10(3) i vattenramdirektivet ingen skild process eller några skilda formkrav för hur ett kvalitetsmål eller en kvalitetsnorm upprättats.

7.4 UNDANTAGSTILLSTÅND

I samband med behandlingen av möjligheten till en dynamisk karaktär är det skäl att även i viss mån ta ställning till funktionen av så kallade undantagstillstånd inom den gestaltade teorin om normativ miljökvalitet. Det är som sagt ett erkänt

⁸³⁸ Se del I kapitel 2.4.

faktum att den fastställda toleranströskeln läge på den stigande skalan av intensitet av inverkan eller effekt i miljön kan ändras genom att de egenskaper eller förhållanden som identifierats och kvalificerats genom den inrättande normen ändras till följd av att den inrättande normen revideras. Det är dock också möjligt att man beviljar undantag från de följdnormer som borde bli tillämpliga till följd av att en viss önskad följd äger rum eller kunde äga rum. Till följd av ett sådant undantag har visserligen inte den inrättande normen ändrats men rättsmedlen har delvis eller helt satts ur spel, vilket kan leda till att den fastställda toleranströskeln överstigs utan att något görs åt saken. Det är därmed inte egentligen fråga om någon direkt dynamisk karaktär hos toleranströskeln. Men, eftersom fenomenet på sitt sätt kan anses vara närbesläktat, så är det påkallat att behandla undantagstillstånd i detta sammanhang.

I ett förslag till europaparlamentets och rådets direktiv om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (KOM(2005) 505 slutlig) föreskrivs det att om en medlemsstat identifierar ett område inom sina europeiska marina vatten där en fastställd toleranströskel överstigs och där läget inte kan korrigeras så att inverkan eller effekten i den marina miljön skulle kunna bringas i samklang med toleranströskeln genom åtgärder som vidtas av den ifrågavarande medlemsstaten på grund av åtgärder som vidtagits eller brist på åtgärder i en annan medlemsstat eller ett tredje land, eller på grund av naturliga orsaker eller force majeure, kan den fastställda toleranströskeln läge på den stigande skalan av intensiteten hos inverkan eller effekt i den marina miljön ändras. Ett försämringsförbud stakar dock ut den nivå som toleranströskeln ur ett miljövänligt perspektiv sämst kan ha.⁸³⁹ Ifall svårigheten att uppnå en fastställd toleranströskel beror på förändringar eller modifieringar av de marina vattnens fysiska förhållanden till följd av åtgärder vidtagna på grund av ett stort allmänintresse som ansetts uppväga den negativa miljöpåverkan, kan endast ett temporärt undantag erhållas beträffande skyldigheten att uppnå toleranströskeln. Den ifrågavarande medlemsstaten skall nämligen se till att förändringarna eller modifieringarna inte varaktigt förhindrar eller försvårar uppnåendet av den fastställda toleranströskeln i den marina regionen.⁸⁴⁰ Här är det alltså mera fråga om att justera själva toleranströskeln.

Det kan konstateras att man till följd av förändringar i en ytvattenförekomsts fysiska karakteristika eller förändringar i nivån hos grundvattenförekomster får justera toleranströskeln så att den till följd av justeringen inte ligger på en nivå som skulle förutsättas enligt kravet på att en god ekologisk status eller, beträffande kraftigt modifierade eller konstgjorda vattenförekomster, en god ekologisk potential uppnås och bibehålls.⁸⁴¹ Enligt huvudregeln förutsätter dock en god ytvattenstatus att både den ekologiska och den kemiska statusen är åtminstone god.⁸⁴²

⁸³⁹ KOM(2005) 505 slutlig artikel 13(1).

⁸⁴⁰ KOM(2005) 505 slutlig artikel 13(1)(c) och 13(2).

⁸⁴¹ Dir. 2000/60/EG artikel 4(7).

⁸⁴² Dir. 2000/60/EG artikel 2(18).

Inget avsteg från kravet på att uppnå och bibehålla en god kemisk status beträffande ytvattenförekomster kan dock göras, inte ens efter en intresseavvägning. Beträffande grundvattenstatus tycks inte en motsvarande begränsning existera. Avsteg från skyldigheten att uppnå god grundvattenstatus kunde därmed under vissa omständigheter göras beträffande både den kvantitativa och den kemiska statusen. Mera problematisk är möjligheten att göra avsteg från skyldigheten att förebygga en försämring av statusen hos en yt- eller grundvattenförekomst. Till skillnad från undantagen beträffande skyldigheten att uppnå en god status, gör vattenramdirektivet ingen skillnad mellan ekologisk och kemisk status beträffande möjligheten att göra avsteg från skyldigheten att förebygga en försämring av statusen hos ytvatten.⁸⁴³ Detta leder till en situation där, å ena sidan, inget undantag skulle vara möjligt från att uppnå en god kemisk status men, å andra sidan, undantag nog skulle vara möjligt från skyldigheten att förebygga en försämring av den kemiska statusen. En försämring skulle vara tillåten under förutsättningen att vissa villkor uppfylls men eftersom inget undantag kunde beviljas från skyldigheten att uppnå en god kemisk status skulle försämringen av den kemiska statusen endast kunna vara tillfällig.

Det föreskrivs även om en möjlighet till undantag från de skyddsmekanismer som normalt skulle följa av att ett område införlivats i nätverket Natura 2000. Ifall alternativa åtgärder för att genomföra ett projekt eller en plan inte existerar kan man trots allt genomföra planen eller projektet ifall ett tvingande allmänintresse så förutsätter.⁸⁴⁴ Ett dylikt undantag kan därmed inte beviljas till förmån för privata intressen, som alltså i princip inte spelar någon roll.⁸⁴⁵ Vad som är intressant att konstatera är att möjligheten att vidta åtgärder enligt undantaget förutsätter att man vidtar alla nödvändiga kompensationsåtgärder för att säkerställa att nätverket Natura 2000 totalt sett förblir sammanhängande.⁸⁴⁶ Detta innebär att den fastställda toleranströskeln i princip blir funktionsduglig trots undantaget, som alltså endast inneburit att en plan eller ett projekt blivit immunt mot de rättsliga följder som i övrigt skulle ha gått planen eller projektet till mötes, eftersom kompensationsåtgärder förutsätter att man på annat håll vidtar åtgärder som säkerställer att toleranströskeln, sett som en större helhet, inte överstigs.

843 Dir 2000/60/EG artikel 4(7) föreskriver om undantag från skyldigheten att uppnå "god grundvattenstatus, god ekologisk status eller, i förekommande fall, god ekologisk potential" eller att förebygga en "försämring av statusen hos en yt- eller grundvattenförekomst" får göras på vissa villkor. [min kursivering]

844 Se dir. 92/43/EEG artikel 6(4). Se även t.ex. Füßer "Die Errichtung des Netzes NATURA 2000 und die FFH-Verträglichkeitsprüfung" 2005, s. 464 samt Köck "Der Kohärenzausgleich für Eingriffe in FFH-Gebiete" 2005, s. 467–468.

845 Gellermann "Das FFH-Regime und die sich daraus ergebenden Umsetzungsverpflichtungen" 2001, s. 504. Möjligheten att bevilja undantag i kontexten av nätverket Natura 2000 har även setts som en avspeglning av hållbar utveckling, där även ekonomiska och sociala aspekter beaktas. Se t.ex. Unnerstall "Sustainable Development' as a Criterion for the Interpretation of Article 6 of the Habitats Directive" 2006, s. 73–88 och Palerm "The Habitats Directive as an Instrument to Achieve Sustainability?" 2006, s. 128–129.

846 Dir. 92/43/EEG artikel 6(4). Se även t.ex. Köck "Der Kohärenzausgleich für Eingriffe in FFH-Gebiete" 2005, s. 468–470.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att den normativa karaktären eller åtminstone funktionsdugligheten hos den inrättande normen kunde ifrågasättas ifall den skulle medgiva en för långtgående diskretion eller ändamålsenlighetsbedömning beträffande ortskänslighetsbedömningen. Flexibilitet i fastställandet av toleranströskeln som grundar sig på en viss dynamik hos de faktorer som ligger till grund för ortskänslighetsbedömningen är helt godtagbart ur synvinkeln av den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Däremot kan möjligheten att åberopa eller utnyttja undantag beträffande toleranströskeln inte längre anses utgöra en del av teorin om normativ miljö kvalitet så att dessa undantagsstadganden skulle i sig anses utgöra en funktionell del hos förfarandet att fastställa toleranströskeln. Omfattande undantagsföreskrifter som ger alltför fria händer kunde påstås underminera funktionen och effektiviteten hos vilken miljö rättslig reglering som helst.⁸⁴⁷ Ortskänslighetsbedömningen kan utan tvekan vara flexibel, men ifall kriterier för fastställandet i sin helhet eller i det stora hela saknades, skulle man inte kunna tala om en toleranströskel som fastställts på basis av en ortskänslighetsbedömning.

847 Åtminstone i äldre gemenskapsrättslig lagstiftning har möjligheten till undantag inte varit alltför okänd. Se t.ex. dir. 75/440/EEG artikel 4(3), som medger ett undantag från huvudregeln om att ytvatten med fysiska, kemiska och mikrobiologiska egenskaper som inte uppfyller fastslagna obligatoriska gränsvärden inte får användas för uttag av dricksvatten. Nämligen, vatten av lägre kvalitet får utnyttjas under speciella omständigheter om lämpliga processer, vilket explicit innefattar blandning, används för att förbättra vattnets kvalitetsegenskaper så mycket att kvalitetsnormerna för dricksvatten uppfylls. Dir. 75/440/EEG upphävs fr.o.m. 22.12.2007 av dir. 2000/60/EG. Se t.ex. dir. 76/160/EEG artikel 4(3) beträffande möjligheten att "[u]nder särskilda omständigheter" bevilja undantag från den tidsgräns som fastställts vad gäller uppnåendet av gränsvärden för att säkerställa kvaliteten av badvatten. Enligt dir. 2006/7/EG skall dir. 76/160/EEG upphöra att gälla fr.o.m. den 31 december 2014. Se dir. 80/778/EEG artikel 20 enligt vilken en medlemsstat i undantagsfall och för geografiskt avgränsade befolkningsgrupper fick överlämna en särskild ansökan till kommissionen om en längre ikraftträdandetid beträffande vissa fastställda parametrar för kvaliteten på vatten avsett att användas som dricksvatten. Kommissionen saknade dock befogenhet att avslå ansökan. Ifall oenighet uppstod mellan medlemsstaten och kommissionen kunde kommissionen endast lämna lämpliga förslag till rådet. Dir. 80/778/EEG har upphävts genom dir. 98/83/EG. Se dir. 80/779/EEG artikel 3(2) enligt vilken en medlemsstat i praktiken kunde uppskjuta tillämpningen av gränsvärden för koncentrationer i luft av svaveldioxid och svävande partiklar inom vissa områden med tio år. Dir. 80/779/EEG har upphävts genom dir. 1999/30/EG. Se även dir. 82/884/EEG artikel 3(2), som möjliggjorde en förlängning av tidsintervallet då gränsvärdet för bly skulle uppnås beträffande "vissa platser", utan att på något sätt avgränsa vad som avsetts med detta uttryck. Dir. 82/884/EEG har upphävts genom dir. 1999/30/EG. På motsvarande sätt föreskrevs i dir. 85/203/EEG artikel 3(2) om en förlängning beträffande gränsvärden för koncentrationer av kvävedioxid i luften. Dir. 85/203/EEG har redan delvis (bl.a. artikel 3(2)) upphävts genom dir. 1999/30/EEG, i sin helhet upphävs dir. 85/203/EEG genom dir. 1999/30/EG fr.o.m. 1.1.2010.

III

En skiss över ett holistiskt rättsmedel

1 HUR ÄR DET MED FÖLJDNORMEN?

Fram till denna punkt har den huvudsakliga tyngdpunkten beträffande behandlingen i denna forskning legat vid en undersökning över den inrättande normen. Följdnormen har endast behandlats då det varit motiverat av någon särskild orsak. Eftersom fokus i denna forskning legat vid att undersöka de teoretiska ramarna för den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet, har följdnormen helt enkelt inte fått utrymme i behandlingen. Detta beror på det något lägre intressevärde som följdnormen har i detta hänseende. Man kunde påstå att både den inrättande normen och följdnormen är följder av mer eller mindre värderingsmässiga avgöranden. Toleranströskeln läge kan fastställas enligt en högre eller lägre ambitionsnivå och hurdana rättsmedel som står till buds och hur effektiva de är, är även ett resultat av mer eller mindre färgade beslut. Eftersom den inrättande normen är av mera intresse då den innehåller de egentliga grundelementen som den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet består av och som, i och med att toleranströskeln blir fastställd, fastslår huruvida några rättsmedel överhuvudtaget blir aktuella, gjordes ett beslut att koncentrera sig på den inrättande normen.

Avslutningsvis kommer här dock att göras en mindre exkurs i följdnormen. Denna exkurs kommer inte att bestå av någon genomgång av existerande rättsmedel i den miljörettsliga regleringen. En sådan genomgång skulle spränga ramarna för denna forskning och skulle säkerligen vara av mer eller mindre refererande karaktär. Däremot kommer här att spekuleras över eventuella ramar för ett rättsmedel, i abstrakt bemärkelse och utan att i detalj ta ställning till rättsmedlets utformning, som kunde utgöra en modell eller referensram för enskilda rättsmedel. Det är med andra ord fråga om en spaning efter ett proaktivt rättsmedel som kunde fungera i syfte att förverkliga den åsyftade kvaliteten i miljön. Proaktivitet förutsätter ju i all sin korthet att rättsmedlet inte bara reagerar på att toleranströskeln överstigs, utan även på ett aktivt sätt försäkrar att läget återställs så att toleranströskeln inte längre överstigs.

Den holistiska aspekten i sin tur utgår helt enkelt från tanken om att det kunde vara förnuftigt att konstruera rättsmedel på ett sådant sätt att de vid mån av möjlighet skulle vara så pass heltäckande och omfattande som möjligt. Detta

innebär i korthet att rättsmedlet skulle inbegripa övervakning av relevanta omständigheter som fastställts av den inrättande normen för att konstatera huruvida toleranströskeln överstigits. Därutöver är det förnuftigt ifall man på ett möjligast omfattande sätt identifierar de element som har ett samband med att den av den inrättande normen identifierade och kvalificerade inverkan eller effekten, dvs. den relevanta omständigheten i den fysiska miljön, äger rum. Dessa inbegriper alla sådana åtgärder, aktiva eller passiva, som människan har någon kontroll över, och samtidigt även alla sådana omständigheter som människan saknar någon kontroll över, för att få en tillräckligt omfattande helhetsbild över läget. Med denna information till hands kan man övergå till planering, dvs. lite förenklat uttryckt, de konkreta frågorna beträffande hur funktionen av rättsmedel koordineras och hur man avgör omfattningen av adressatkretsen för rättsmedel. Med facit i hand kan man sedan kontrollera huruvida rättsmedlets proaktiva krav mötts, dvs. huruvida läget är återställt så att toleranströskeln inte längre överstigs. Om svaret är nekande, är det skäl att återgå till arbetsbordet och justera på funktionen av rättsmedel tills den fastställda toleranströskeln inte längre överskrids.⁸⁴⁸

2 PÅ JAKT EFTER ETT RÄTTSMEDEL

2.1 EN AKTIV FORM AV ÖVERVAKNING

Utan information över de verkliga rådande förhållandena i miljön är det omöjligt att avgöra huruvida en fastställd toleranströskel överskridits. Verkligheten beträffande miljöns kvalitet bör jämföras med den institutionaliserade toleranströskeln som ligger på den stigande skalan av ökad intensitet hos inverkan eller effekter i miljön. Därmed är en förutsättning, för att eventuella rättsmedel skulle kunna aktiveras, givetvis att någon form av övervakning ger vid handen att toleranströskeln överskridits, dvs. att den normativa miljökvaliteten kränkts. Övervakning av miljöns kvalitet kan ta många former, men vad som är av särskilt intresse här, är inte den praktiska sidan på gräsrotsnivå, t.ex. beträffande mätinstrument, undersökningsmetoder eller liknande, utan vilka rättsliga instrument eller rättsliga förfaranden som bistår i en övervakning och som är såtillvida sammankopplade med en fastställd toleranströskel att denna övervakning aktiveras genom fastställandet.

⁸⁴⁸ I detta sammanhang är det även skäl att hänvisa till kapitel 1.2 i del II, där den så kallade allmänna miljökonsekvensbedömningen behandlats. Läsaren kommer att lägga märke till flera tangerande faktorer mellan de som redan kunde spåras i den allmänna miljökonsekvensbedömningen och de som identifieras utgöra önskvärda premisser för ett holistiskt rättsmedel. Dessa utgörs främst av en viss form av informationssamling, särskilt beträffande funktioner och omständigheter som äger rum i miljön samt de faktorer, både sådana som står under mänsklig kontroll och sådana som inte gör det, som påverkar dessa funktioner och omständigheter.

För att övervakning skall vara möjligt fordras det att den övervakande instansen har kännedom om de subjekt som skall övervakas. Ifall andra former av övervakning som är sammankopplade till t.ex. en skyldighet att ansöka om tillstånd ansågs vara för stel och osmidig kunde en anmälningsskyldighet vara lösningen. Detta kunde vara särskilt användbart vad gäller sådana potentiella föroreningskällor som enskilt och skilt för sig inte orsakade någon direkt förorening eller hot om sådan förorening, men som tillsammans med motsvarande eller andra källor kunde förorsaka förorening, dvs. så kallade diffusa föroreningskällor.⁸⁴⁹ För att övervakning skall ha någon praktisk betydelse måste det existera en sammankoppling mellan övervakningens resultat och eventuella åtgärder som kommer att vidtas.

För att säkerställa informationsbehovet har det i vattenramdirektivet (2000/60/EG) föreskrivits om en skyldighet att upprätta övervakningsprogram i syfte att övervaka relevanta kriterier beträffande miljöns kvalitet.⁸⁵⁰ Beträffande ytvattenförekomster skall både ett program för kontrollerande övervakning, som närmast kompletterar och bekräftar bedömningen av antropogen påverkan som den enligt vattenramdirektivets föreskrifter utförda allmänna bedömningen över konsekvenser i miljön gett vid handen,⁸⁵¹ och ett program för operativ övervakning, där statusen för de vattenförekomster där det finns en risk för att en i toleranströskeln fastställd inverkan eller effekt kunde inträffa samt de resultat som förväntas av antagna åtgärder bedöms.⁸⁵² Vidare finns det en skyldighet att utarbeta ett program för undersökande övervakning bl.a. när orsaken till att en toleranströskel överskridits är okänd eller för att fastställa omfattningen eller konsekvenserna av oavsiktliga föroreningsincidenter.⁸⁵³ Områden för skydd av livsmiljöer eller arter där det finns en risk att den i toleranströskeln fastställda inverkan eller effekten kunde inträffa, skall införlivas i programmet för operativ övervakning. Övervakningen bör i sådana fall omfatta en bedömning över omfattningen och konsekvenserna av all relevant och betydande påverkan på vattenförekomsten. Övervakningen bör pågå ända tills risken för att den i toleranströskeln fastställda inverkan eller effekten kunde inträffa har blivit avvärdad.⁸⁵⁴ Beträffande grund-

849 Beträffande skydd av mark har en gemenskapsrättslig anmälningsskyldighet vad gäller lantbruksverksamhet föreslagits som en möjlig lösning för att erhålla åtminstone en draglig övervakning över sådana verksamheter utan att stöta på allt för stort motstånd. Se Heuser "Soil Protection in EU Environmental Law" 2006, s. 201.

850 I dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.3 syftas visserligen beträffande ytvattenförekomster endast till parametrar som indikerar statusen för varje relevant kvalitetsfaktor. Men i bilagans avsnitt 1.3.5 föreskrivs om tilläggskrav för övervakningen av skyddade områden vilket innebär att övervakningen inte är begränsad till de kvalitetsfaktorer som utnyttjas för att fastställa en ytvattenförekomsts status. Om övervakning av grundvattens kvantitativa och kemiska status föreskrivs i bilagans avsnitt 2.2 respektive 2.4.

851 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.3.1.

852 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.3.2.

853 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.3.3.

854 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 1.3.5. Det är skäl att konstatera att "[ö]vervakningen skall fortsätta till dess att områdena uppfyller de vattenrelaterade kraven i den lagstiftning enligt vilken de identifierats och målen enligt artikel 4", enligt den exakta ordalydelsen i direktivet.

vattenförekomstens kemiska status bör man på motsvarande sätt utföra kontrollerande och operativ övervakning för att övervaka vissa grundparametrar⁸⁵⁵ samt för att fastställa den kemiska statusen.⁸⁵⁶ I nitratdirektivet (91/676/EEG) föreskrivs om ett koncentrationvärde på 50 mg/l för grundvattnets nitrathalt. Ifall nitrathalten överstiger detta värde eller om det kunde överstiga det, om vissa åtgärder inte vidtogs, förutsätts att ifrågavarande grundvatten identifieras och de områden, så kallade känsliga områden, från vilka avrinning sker till ifrågavarande grundvatten och som bidrar till förorening av grundvattnet, identifieras. I samband med denna identifikation beträffande potentiella faromoment vad gäller nitrathalten i grundvatten sker även en identifikation av eventuella aktörer som är ansvariga för nitratkoncentrationen och mot vilka eventuella rättsmedel kunde riktas.⁸⁵⁷

Den formella funktionen, särskilt beträffande den omedelbart bindande eller styrande karaktären hos det åtgärdsprogram om vilket det föreskrivs i artikel 11 i vattenramdirektivet, har väckt en viss diskussion där man främst i den nationella debatten varit av olika åsikt beträffande frågan huruvida åtgärdsprogrammet i sig har en omedelbart bindande eller styrande verkan på olika verksamheter eller inte.⁸⁵⁸ Visserligen är detta på sitt sätt en välmotiverad diskussion, åtminstone till den del som man endast avser strikt omedelbart bindande eller styrande verkan hos åtgärdsprogrammet i sig själv, men denna diskussion är likaså missvisande eftersom den utgår ifrån vissa premisser beträffande ett åtgärdsprogram som kunde ifrågasättas. Detta påstående grundar sig på tanken om att åtgärdsprogrammet i sig endast är ett verktyg, eller ett rättsmedel med en anknytning till en fastställd toleranströskel. Den nyss nämnda diskussionen är missvisande eftersom den leder diskussionen in på ett sidospår. Det är i sig irrelevant beträffande normativ miljö kvalitet och en fastställd toleranströskel hur olika rättsmedel samverkar eller vilka av eventuella rättsmedel är direkt bindande i den meningen att de direkt påverkar en enskilds rättigheter eller skyldigheter och vilka som har en karaktär av en mindre ingripande form av styrning av ett beteende. Vad som däremot är bindande och som har en styrande karaktär är den fastställda toleranströskeln. Denna toleranströskel utgörs, vad beträffar vattenramdirektivet, av de fastställda miljömålen.⁸⁵⁹ Om åtgärds-

855 Syrehalt, pH-värde, konduktivitet, nitrat och ammonium, se dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 2.4.2.

856 Dir. 2000/60/EG bilaga V avsnitt 2.4.3.

857 Dir. 91/676/EEG artikel 3(1), 3(2) och bilaga 2, punkt A(2). Se dock Ginzky "Grundwasserschutz zwischen gestern und morgen" 2005, s. 293, beträffande en åsikt om betydelsen av dir. 91/676/EEG för grundvattenskydd.

858 Se Hollo – Salila "Vesipolitiikan puitteidirektiivin (2000/60/EY) implementointi Suomen lainsäädäntöön" 2001, s. 53–57, där en mer eller mindre direkt bindande och styrande verkan förutspås. Jämför med Seppälä "Vesienhoitosuunnitelmien huomioon ottaminen" 2004, s. 92–93; RP 120/2004, s. 12–13 och MiUB 21/2004, s. 4–6, där en direkt bindande och styrande verkan åtminstone i viss mån ifrågasätts. Se även Fairley m.fl. "Riding the New Wave of European Water Law" 2002, s. 232–239, beträffande en översikt över vattenramdirektivets implementeringsfrågor i några andra medlemsstater.

859 Dir. 2000/60/EG artikel 4.

programmet sedan innehåller uttryckliga bindande åtgärder för att uppnå det fastställda miljömålet, eller om åtgärdsprogrammet endast är ett tomt skal som innehåller en hänvisning till åtgärder som föreskrivs i nationell lagstiftning,⁸⁶⁰ så förändras inte den fastställda toleranströskeln bindande och styrande karaktär och funktion. Nämligen, ifall man valt ett hänvisningsförfarande, men sedermera kan konstatera att de åtgärder som det hänvisats till inte är tillräckliga, så ligger man i en situation som inte överensstämmer med krav som fastställts i vattenramdirektivet, dvs. toleranströskeln har överstigits men det saknas rättsmedel för att rätta till läget.⁸⁶¹

2.2 INDIVIDUELL OCH GENERELL KOORDINERING AV ÅTGÄRDER

En fastställd toleranströskel är endast ett steg, om också det första och eventuellt det viktigaste, åtminstone ur en teoretisk synvinkel, beträffande den rättsliga behandlingen av olika inverkan och effekter, eller med andra ord vilken institutionaliserad aspekt av miljöns kvalitet som helst. Likaså utgör en allmän kartläggning över den faktiska situationen i den fysiska miljön endast ett annat steg. Resultaten eller de faktiska följderna av en utförd översikt och analys är den följande frågan som bör avgöras. Med facit i hand beträffande orsak och verkan, eller åtminstone beträffande hur människan genom sitt agerande kunde påverka ett visst förhållande, skall man begrunda vilka åtgärder som skall vidtas. Ifall toleranströskeln inte överstigits och det inte heller finns någon risk att den överstigs förutsätts i allmänhet endast att man fortsätter i övervakningskedet genom att kontinuerligt analysera omständigheterna, verkningarna eller följderna i den fysiska miljön. Däremot, ifall toleranströskeln överskridits eller det finns en mer eller mindre akut risk för att den i toleranströskeln fastställda omständigheten kommer att aktualiseras, blir det aktuellt att ställa frågan beträffande vilka

⁸⁶⁰ Dir. 2000/60/EG artikel 11(1).

⁸⁶¹ I detta hänseende är det naturligtvis aningen bedrövt att man i den nationella implementeringen av vattenramdirektivet (2000/60/EG) i det stora hela låtit bli att ta vara på möjligheten att införa holistiska och proaktiva element, såsom dessa begrepp använts i samband med behandlingen i denna forskning. Enligt 28 § lag om vattenvårdsförvaltningen (1299/2004) förutsätts det att statliga och kommunala myndigheter skall i tillämpliga delar i sin verksamhet beakta de förvaltningsplaner, i vilka åtgärdsprogram ingår, som statsrådet godkänner. Beträffande beaktandet av förvaltningsplaner bör man dessutom iaktta vad som bestäms någon annanstans i lag. Problemet ligger givetvis däri att ifall myndigheter saknar kompetens att vidta nödvändiga åtgärder eller ifall övrig lagstiftning saknar hänvisning till att beakta förvaltningsplaner, så ligger man lätt just i en sådan situation som är rättsstridig med vattenramdirektivets krav. Även om situationen inte skulle vara denna, så är det inte helt tillfredsställande heller att man inte tagit vara på möjligheten att införa ett mera heltäckande tänkande i funktionen av rättsmedel. Genom att endast hänvisa till befintliga myndighetsförfaranden har man eventuellt ansett att läget som sådant redan är tillfredsställande och ingen omprövning är nödvändig. Huruvida så är fallet återstår att se.

ytterligare rättsmedel som kommer att aktiveras. Det är givetvis möjligt att man endast ingriper individuellt i varje enskilt fall genom ett visst specifikt rättsmedel, som kanske även är valbart alltefter en viss instans, t.ex. en myndighets, eller skadelidandes vilja. Här kommer dock att behandlas ett mera omfattande eller heltäckande sätt att ingripa i ett fall där toleranströskeln överstigits. Särskilt om inverkan eller effekten i miljön förorsakats av så kallade diffusa källor, dvs. sådana förorsakare som inte kan identifieras eller, kanske hellre, individualiseras, kan det vara ändamålsenligt att ingreppet sker genom ett rättsmedel som är mera allmänt och heltäckande än ett enskilt eller individuellt ingripande som trots allt mer eller mindre endast fokuserar på att ta itu med en viss enskild orsak. Ändamålsenlighetsargumentet torde bli desto starkare ju mera man har att göra med osäkerhetsmoment, dvs. i sådana fall där man inte riktigt känner till hur ett visst fenomen äger rum eller då människans roll i att åstadkomma fenomenet är obefintlig eller ringa.

Det är med andra ord närmast fråga om koordinering av olika enskilda rättsmedel för att intensitetsnivån hos en inverkan eller effekt i miljön skall nå en sådan nivå att den inte överstiger toleranströskeln. Denna koordinering torde i allmänhet vara en följd av en ändamålsenlighetsprövning, som närmast äger rum genom ett politiskt eller motsvarande beslutsfattande. Målet, dvs. att undvika att toleranströskeln överstigs är rättsligt bindande, men sättet att uppnå målet är däremot en fråga som eventuellt inte direkt kan lösas genom ett strikt taget rättsligt beslutsfattande. Därmed kan man spåra ett behov att upprätta och bibehålla processuella förbindelser mellan olika rättsliga instrument för att möjliggöra ett hänsynstagande av den inrättande normen och den fastställda toleranströskeln.⁸⁶² Vilka enskilda rättsmedel, t.ex. tillståndsvillkor, allmän normering, skadeståndsansvar, ekonomiska incentiv etc., som utnyttjas och hur deras inbördes förhållande och funktion konstrueras är i princip upp till ett fritt val, så länge som eventuella relevanta rättigheter respekteras och det föreskrivna målet, dvs. att toleranströskeln inte överstigs, uppnås.

I vattenramdirektivet föreskrivs om en skyldighet för medlemsstaterna att upprätta särskilda åtgärdsprogram där resultaten av den konsekvensanalys som gjorts beträffande följderna av mänsklig verksamhet för vattnets status, analysen över vattnets karakteristika och den ekonomiska analysen av vattenanvändningen beaktas för att uppnå den nivå beträffande vattnets kvalitet som den fastställda toleranströskeln förutsätter.⁸⁶³ Den fastställda toleranströskeln får alltså inte överskridas, eller ifall den överskrids skall användbara rättsmedel stå till buds för att råda bot på överträdelser. Däremot är skyldigheten beträffande de olika

862 Se även Jarass "Luftqualitätsrichtlinien der EU und die Novellierung des Immissions-schutzrechts" 2003, s. 41–42.

863 Dir. 2000/60/EG artikel 11(1). Hur åtgärdsprogrammet förhåller sig till en förvaltningsplan enligt dir. 2000/60/EG artikel 13, särskilt ur synvinkeln av ett federalt system har begrundats av bl.a. Schmalholz "Die EU-Wasserrahmenrichtlinie" 2001, s. 92–93 och Breuer "Pflicht und Kür bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie" 2005, s. 11–19.

analyser som utförts enligt artikel 5 i vattenramdirektivet begränsad till att endast beakta resultaten av dessa analyser. Detta hänger väl ihop med dessa analysers informativa karaktär. De utgör ett underlag för beslutsfattandet beträffande vilka aktörer, dvs. mänskliga verksamheter eller handlingar, som blir föremål för åtgärder, dvs. rättsmedel, som har som syfte att påverka intensitetsnivån av inverkan eller effekten i miljön så att den ligger under toleranströskeln.

På motsvarande sätt har ett synonymt instrument, dvs. åtgärdsprogram, införlivats i den gemenskapsrättsliga marina strategin, som dock i skrivande stund (2007) är i ett förslagsstadium. I förslaget till ett direktiv om en marin strategi⁸⁶⁴ ingår dock begrepp som gott miljötilstånd och fastställda miljömål vilka kan fördunkla funktionen av toleranströskeln, i och med att det kan vara oklart vad som i sista hand utgör den fastställda toleranströskeln. Å ena sidan, föreskrivs det nämligen att medlemsstaterna är skyldiga att identifiera de åtgärder som man behöver vidta för att uppnå ett gott miljötilstånd.⁸⁶⁵ Å andra sidan, fordras det att åtgärderna skall utformas med hänvisning till särskilda miljömål som fastställts enligt direktivförslaget.⁸⁶⁶ Detta förstärker synpunkten om att det fastställda goda miljötilståndet⁸⁶⁷ och de fastställda miljömålen⁸⁶⁸ utgör en funktionell helhet som inte kan spjälkas upp. Detta skulle i princip även vara följden trots att det fastställda goda miljötilståndet och det fastställda miljömålet skulle vara skilda enheter, eftersom både åtgärder som krävs för att uppnå ett gott miljötilstånd och ett miljömål bör inkluderas i åtgärdsprogrammet. Visserligen kan man konstatera att det ordagrant endast förutsatts att åtgärder måste identifieras med ”hänvisning” till miljömålen. Detta lämnar eventuellt ett visst utrymme för manöver beträffande identifikationen av åtgärder. Beaktas bör dock att det fastställda goda miljötilståndet bör styra en identifiering av erforderliga åtgärder. Därmed kunde endast en eventuell frihet i identifikationen av behövliga åtgärder utnyttjas ifall ett miljömål på medlemsstatsnivå fastställts på en högre nivå än vad som skulle förutsättas till följd av en referens till det goda miljötilståndet. Även om miljömålet i sig kunde tolkas utgöra en mera exakt beskrivning av vad som utgör ett gott miljötilstånd och en sådan detalj inte skulle vara explicit fastställd genom det förfarande som förutsatts enligt förslaget till ett direktiv om en marin strategi, så är denna detalj trots detta en bindande aspekt av den fastställda toleranströskeln och den utgör därmed en bindande komponent av vad som bör anses utgöra ett gott miljötilstånd.

Med tanke på en helhetsfunktion av toleranströskeln som den avgörande referenspunkten beträffande funktionen av rättsmedel, skulle det enligt mig inte

864 KOM(2005) 505 slutlig.

865 Se KOM(2005) 505 slutlig artikel 12(1) första meningen. Ett gott miljötilstånd fastställs på grundval av KOM(2005) 505 slutlig artikel 8(1).

866 Se KOM(2005) 505 slutlig artikel 12(1) andra meningen. Dessa särskilda miljömål fastställs på grundval av KOM(2005) 505 slutlig artikel 9(1).

867 I fastställandet av det goda miljötilståndet utnyttjas det så kallade komitologiförfarandet, se KOM(2005) 505 slutlig artikel 8(3) och 22(2).

868 Miljömålen fastställs på medlemsstatsnivå, se KOM(2005) 505 slutlig.

heller vara en god tolkning att anse att ifall en medlemsstat fastställt miljömål på en mera ambitiös nivå än vad som direkt skulle följa av vad som fastställts utgöra ett gott miljötillstånd, så skulle medlemsstaten i fråga njuta av en mera utförlig frihet i identifikationen av behövliga åtgärder. Ett fastställt miljömål skall vara i samklang med vad som utgör ett gott miljötillstånd. Ifall miljömålet på grund av diverse orsaker leder till att mera ambitiösa mål beträffande den marina miljön blir fastställda, så utgör dessa mera ambitiösa mål som sådana en funktionell del av den fastställda toleranströskeln vilket beträffande ordavalet i förslaget till ett direktiv om en marin strategi innebär att man med uttrycket ”med hänvisning till” fastställda miljömål⁸⁶⁹ inte kan anses avse någon mindre bindande skyldighet beträffande vilka åtgärder som bör identifieras i åtgärdsprogrammet. Åtgärder som behövs för att uppnå ett fastställt miljömål bör ingå i åtgärdsprogrammet.⁸⁷⁰

Den koordinerande funktionen hos åtgärdsprogrammet som föreskrivs i vattenramdirektivet framgår relativt väl ur de innehållsmässiga krav som ställs beträffande vilka åtgärder som måste inkluderas i åtgärdsprogrammet (så kallade grundläggande åtgärder). Alla åtgärder som krävs för att genomföra gemenskapslagstiftningen för skydd av vatten måste införlivas i åtgärdsprogrammet. Vad som avses med gemenskapslagstiftningen för skydd av vatten har inte definierats i vattenramdirektivet, men en snäv tolkning torde inte vara möjlig.⁸⁷¹ För det första, måste det vara fråga om rättslig reglering som på sätt eller annat kan anses vara införlivad i gemenskapslagstiftning och, för det andra, skall denna gemenskapslagstiftning på sätt eller annat kunna anses vara antagen i syfte att skydda vatten.

Beträffande luftföroreningar föreskrivs det om en skyldighet för medlemsstaterna att upprätta handlingsplaner, som utgör ett sätt att koordinera rättsmedel. I handlingsplanerna skall man nämligen ange de åtgärder som skall vidtas på kort sikt, om det finns en risk för att ett så kallat gränsvärde eller tröskelvärde, överskrids.⁸⁷² Ingen närmare definition över vad som avses med en hänvisning till risk anges i luftamdirektivet (96/62/EG). Vad som kan sägas med säkerhet är att det förutsätts en viss grad av sannolikhet, som dock i teorin endast utesluter fall där det går att visa att ingen risk existerar. Det essentiella är dock faktumet att teorin om normativ miljö kvalitet som gestaltats i denna forskning accepterar att den fastställda omständigheten, dvs. inverkan eller effekten, som institutionaliserats i toleranströskeln mycket väl kan innehålla en dylik hänvisning till ett osäkerhetsmoment. Det förutsätts med andra ord inte att ett visst numeriskt gränsvärde faktiskt skall överstigas förrän rättsmedel aktiveras. I luftamdirektivet föreskrivs vidare om syftet med åtgärderna som blir aktuella då det finns en risk för att den inverkan eller effekt som fastställts i toleranströskeln kunde äga rum.

869 KOM(2005) 505 slutlig artikel 12(1) andra meningen.

870 Se KOM(2005) 505 slutlig artikel 12 och bilaga V.

871 Enligt artikel 11(3)(a) i dir. 2000/60/EG avses med grundläggande åtgärder som skall inkluderas i åtgärdsprogrammet bl.a. ”[d]e åtgärder som krävs för att genomföra gemenskapslagstiftningen för skydd av vatten, inklusive de åtgärder som krävs enligt den lagstiftning som anges i artikel 10 och i bilaga VI, del A.”

872 Dir. 96/62/EG artikel 7(3).

Åtgärder som blir aktuella har som målsättning att minska risken för ett överskridande och begränsa varaktigheten av ett överskridande.⁸⁷³ Eftersom syftet utgörs av att minska risken, till skillnad från att helt eliminera den, är det eventuellt befogat att tolka riskbegreppet, vad gäller toleranströskeln och när rättsmedel skall stå till buds, i en riktning där åtminstone i hög grad osannolika scenarion inte skulle anses utgöra en relevant risk för att toleranströskeln skulle kunna anses överskridas.

I syfte att bekämpa luftföroreningar föreskrivs det att en medlemsstat skall upprätta en förteckning över de zoner⁸⁷⁴ och den tätbebyggelse⁸⁷⁵ i vilka nivåerna för en eller flera föroreningar överskrider ett gränsvärde adderat med en toleransmarginal. För sådana fall där ingen toleransmarginal fastställts för en viss förorening skall de zoner och den tätbebyggelse där nivån för föroreningen överskrider gränsvärdet jämföras med de zoner och den tätbebyggelse där nivåerna för en eller flera föroreningar överskrider gränsvärdet adderat med toleransmarginalen.⁸⁷⁶ I sådana zoner och sådan tätbebyggelse skall en medlemsstat se till att en plan eller ett program utarbetas eller genomförs som gör det möjligt att nå en sådan nivå beträffande föroreningens intensitet att toleranströskeln inte överstigs, dvs. att det fastställda gränsvärdet uppnås inom den utsatta tidsfristen.⁸⁷⁷ Så länge som intensiteten hos föroreningen ligger mellan ett fastställt gränsvärde och det fastställda gränsvärdet adderat med den fastställda toleransmarginalen krävs det däremot inte att en plan eller ett program upprättas.⁸⁷⁸ Innehållet i planen eller programmet är till en viss grad fastställt beträffande uppgifter som planen eller programmet åtminstone skall innehålla. Dessa föreskrifter om innehållet är dock så tillvida intetsägande att de förutsätter väldigt lite beträffande vilka åtgärder som skall vidtas för att, vid en eventuell kränkning av normativ miljö kvalitet, återställa läget så att toleranströskeln inte längre överstigs.⁸⁷⁹ Valet av rättsmedel är alltså relativt fritt. Den enda begränsningen

873 Dir. 96/62/EG artikel 7(3).

874 Med en zon avses enligt dir. 96/62/EG artikel 2(9) en del av en medlemsstats territorium som avgränsats av medlemsstaten. Någon direkt vägledning beträffande avgränsningen av zoner ges inte i dir. 96/62/EG. I direktivets bilaga IV punkt 2 nämns bl.a. att bland uppgifter som bör ingå i lokala, regionala eller nationella program för förbättrad luftkvalitet skall finnas uppgift om zonens typ, dvs. huruvida det är fråga om en stad, industri- eller landsbygdzon. Detta kunde tolkas som att zonen bör avgränsas på basis av de karakteristiska elementen inom ett visst geografiskt område som åtminstone i någon mån innebär att området kan anses utgöra en homogen helhet. Därmed skulle medlemsstaternas manövringsfrihet beträffande avgränsningen av zoner vara bunden åtminstone till dessa i sig något vaga och omfattande ramar.

875 Med tätbebyggelse avses enligt dir. 96/62/EG artikel 2(10) en zon som utmärks av en befolkningskoncentration på mer än 250 000 invånare eller, om befolkningskoncentrationen är högst 250 000 invånare, en sådan befolkningstäthet per km² att utvärdering och säkerställande av luftkvaliteten från medlemsstaternas sida är motiverad.

876 Dir. 96/62/EG artikel 8(1).

877 Dir. 96/62/EG artikel 8(3).

878 Se dir. 96/62/EG artikel 8(2) och 8(3).

879 I dir. 96/62/EG bilaga IV föreskrivs om information som bör ingå i programmet men dessa krav är på en relativt allmän nivå och det är inte helt klart huruvida de kunde vara tillräckliga för att göra det möjligt att nå ett fastställt gränsvärde inom den fastställda tidsfristen. De egentliga

eller fordringen är att planen eller programmet skall göra det möjligt att nå en sådan nivå hos intensiteten av föroreningen att toleranströskeln inte överstigs.⁸⁸⁰ Luftramdirektivet fastställer alltså den slutliga målsättningen som bör nås men lämnar valet av medel för att uppnå målet öppet.⁸⁸¹

2.3 EN SYMBIOS MELLAN PLANERING OCH MILJÖKVALITETSNORMEN

2.3.1 EN INSTITUTIONALISERANDE OMRÅDESPLANERING

På basis av den, visserligen relativt ytliga, genomgång som gjorts ovan kan man konstatera att planeringsinstrument i den gemenskapsrättsliga regleringen är till

föreskrifterna som kunde ha en större betydelse beträffande genomförandet av detta mål är kravet på att programmet skall innehålla en analys av situationen, inbegripet en precisering av de faktorer som ligger bakom överskridandet (dvs. föroreningskällorna) samt en precisering av de åtgärder som kan vidtas för att förbättra luftkvaliteten. Därmed bör orsaken och möjliga lösningar utredas och införas i programmet. Det är fråga om en form av miljökonsekvensbedömning på allmän nivå där inte endast en enskild verksamhet eller ett enskilt programs miljöpåverkan utreds utan en mera omfattande analys över orsaken till eventuella problem utförs och de möjliga lösningarna därtill utreds. Ytterligare skall i programmet införlivas, för det första, information om åtgärder och projekt för förbättrad luftkvalitet som genomförts innan luftramdirektivet trädde i kraft, för det andra, information om sådana åtgärder och projekt med syfte att minska luftföroreningarna som antagits efter luftramdirektivs ikraftträdande, samt, för det tredje, information om åtgärder eller projekt som planeras eller förutses på lång sikt. I övrigt skall i programmet bl.a. ingå uppgifter om platsen där ett överskridande inträffat, allmän information om området (såsom t.ex. typ av zon, beräknad förorenad yta och beräknat antal människor som utsatts för föroreningen och upplysningar i tillräcklig omfattning om de skyddsvärda objekt i den berörda zonen som särskilt bör skyddas), ansvariga myndigheter, luftföroreningens art och utvärderingen av denna samt luftföroreningens ursprung.

880 I 102 § MSL föreskrivs om kommuners skyldighet att med de medel som står till buds upprätthålla beredskap för att inom kommunens område hindra eventuell överskridning av gränsvärdena för luftkvaliteten som grundar sig på en förordning av statsrådet. Om ett på statsrådets förordning baserat gränsvärde för luftkvaliteten överskrids, skall kommunen vidta behövliga åtgärder eller meddela föreskrifter om trafikbegränsningar och minskning av utsläpp. I statsrådets förordning om luftkvaliteten (711/2001) fastställs gränsvärden för förebyggande av olägenheter för hälsan och tidpunkter då gränsvärdena senast skall uppnås beträffande svaveldioxid (SO₂), kvävedioxid (NO₂), partiklar (PM₁₀), bly (Pb), kolmonoxid (CO) och bensen (C₆H₆). I förordningen fastställs ytterligare gränsvärden för skydd av växtligheten och ekosystem samt tidpunkter då dessa gränsvärden senast skall uppnås beträffande svaveldioxid (SO₂) och kväveoxider (NO_x). Enligt förordningens 12 § skall en kommun göra upp samt genomföra planer och program, om de fastställda gränsvärdena för förebyggande av olägenheter för hälsan överskrids, eller om det finns risk för att de kommer att överskridas. Genom dessa planer och program skall överskridningen av gränsvärdena förhindras senast vid den fastställda tidpunkten. Kriterierna över innehållet av en plan eller ett program skiljer sig inte från de kriterier som föreskrivs i bilaga IV till luftramdirektivet.

881 Se t.ex. Backes – van Nieuwerburgh – Koelemeijer ”Transformation of the first Daughter Directive on air quality in several EU Member States and its application in practice” 2005, s. 160–164. Beträffande en översikt av rättsläget i allmänhet i Tyskland, särskilt vad gäller implementeringen av dir. 1999/30/EG, se Klinger – Löwenberg ”Rechtsanspruch auf saubere Luft?” 2005, s. 169–176.

för att stanna på miljöriktens område. Planering är dock inte något nytt fenomen som skulle ha introducerats genom gemenskapsrätt. Särskilt i nationell reglering är styrning och reglering beträffande markanvändning i form av områdesplanering ingen nyhet. En sådan områdesplanering är enligt huvudregeln på den enskilda medlemsstatens ansvar men det har framlagts att man på gemenskapsnivå eventuellt kunde införa instrument såsom markskyddsplaner eller en skyldighet att klassificera särskilda områden för skydd av mark. Dessa instrument kunde vara särskilt användbara beträffande förebyggande användning eller utnyttjande av substanser som kunde medföra en risk vad gäller förorening av mark. En sådan utveckling är givetvis beroende av den erforderliga politiska viljan, eftersom åtgärder som påverkar fysisk planering eller markanvändning enligt EG-fördragets artikel 175(2)(b) förutsätter enhällighet i rådet.⁸⁸²

I den härpåföljande behandlingen är det på sin plats att i korthet begrunda funktionen av områdesplanering, i syfte att klargöra hur den inrättande normen och följdnormen fungerar i ett rättsligt instrument där man samtidigt fastställer en toleranströskel och avgör hur möjligheten att utnyttja den fysiska miljön begränsas för att säkerställa att den fastställda toleranströskeln inte överstigs. Den åtföljande behandlingen har däremot inte som syfte att introducera områdesplanering som någon banbrytande rättslig konstruktion som kunde lösa alla rådande miljöproblem. Däremot är det i viss mån meningen att visa att planering och reglering av begränsade naturresurser inte är något nytt fenomen. Nämligen, ifall vi inte har att göra med några direkt revolutionerande tankegångar, så kanske steget till ett mera ambitiöst och heltäckande rättsmedel inte heller skulle vara alltför långt.

Syftet med nationell lagstiftning beträffande områdesplanering är så pass ambitiöst som att reglera områdesanvändningen och byggandet för att på så sätt skapa förutsättningar för en bra livsmiljö och främja en ekologiskt, ekonomiskt, socialt och kulturellt hållbar utveckling (MBL 1.1 §). Hänvisningen till en bra livsmiljö är intressant med tanke på denna forskning.⁸⁸³ Vad som utgör en bra

882 Se Heuser "Soil Protection in EU Environmental Law" 2006, s. 201–203, som även begrundar gränsdragningen mellan tillämpningen av EG-fördragets artikel 175(1) och 175(2).

883 Detaljmotiveringarna i RP 101/1998 innehåller ingen förklaring över, för att inte tala om en definition på, vad som avsetts med en bra livsmiljö. Däremot har man i SRb 30.11.2000 "Statsrådets beslut om riksomfattande mål för områdesanvändningen", s. 12, konstaterat att "[d]e viktigaste egenskaperna hos en god livsmiljö är att den är hälsosam, trygg, funktionell och trivsamt. En förbättri[n]g av livsmiljöns kvalitet förutsätter att dessa särdrag stärks så att man samtidigt opartiskt beaktar olika befolkningsgruppers behov. Att samhällsbyggandet sker i mänsklig skala har en väsentlig betydelse när man vill skapa förutsättningar för en god livsmiljö." Om man ville, så skulle detta kunna tolkas som att man med en god livsmiljö i huvudsak endast avsåg faktorer som i en mera snäv bemärkelse påverkar hur människan värderar sin omgivning. Med andra ord skulle alltså värden såsom bl.a. naturvärden eller andra ekologiska värden, som inte direkt påverkade hur hälsosam, trygg, funktionell eller trivsamt en miljö kunde anses vara för invånarna, eventuellt inte påverka bedömningen av hurdan livsmiljöns kvalitet är. Däremot skulle dessa eventuellt falla inom ramen för främjande av en ekologiskt hållbar utveckling. En sådan skarp distinktion har dock knappast avsetts. I SRb 30.11.2000 "Statsrådets beslut om riksomfattande mål för områdesanvändningen", s. 13, konstateras

livsmiljö är allt annat än en enkel fråga, men såsom resultaten i denna forskning redan visar ligger svaret till frågan, ur en rättslig synvinkel alltså, i en tolerans-tröskel som fastställts på basis av en ortskänslighetsbedömning. Denna rättsliga konstruktion, som består av miljökvalitetsnormen där en inrättande norm identifierar och kvalificerar en viss omständighet, dvs. en inverkan eller effekt, i miljön, skall alltså även styra områdesplanering enligt MBL:s fastställda syfte. I MBL 5 § har man ytterligare fastställt vissa mål för områdesplaneringen vilka i viss mån utkristalliserar vad som eventuellt beaktas då det avgörs vad som utgör en bra livsmiljö. Målsättningen för områdesplanering utgörs bl.a. av att främja möjligheterna att skapa en trygg, hälsosam, trivsamt och socialt välfungerande livsmiljö och omgivning som tillgodoser behoven hos olika befolkningsgrupper. Vidare föreskrivs det om främjandet av den byggda miljöns skönhet och värnandet om kulturvärden, möjligheterna att bevara naturens mångfald och andra naturvärden, samt miljövärden och möjligheterna att förhindra miljöolägenheter. Främjandet av bl.a. dessa mål skall ske utgående från en interaktiv planering och tillräcklig bedömning av eventuella konsekvenser (MBL 5 och 9 §). Dessa målsättningar utgör dock inte självändamål, utan restriktioner i form av bestämmelser om de krav på en plans innehåll som måste uppfyllas fastställs även på annat håll i MBL. Genom områdesplanering skall alltså parametrar som i högsta grad kan klassificeras som en inverkan eller effekt i miljön stipuleras. Detta innebär med andra ord att områdesplanering även är ett verktyg för att fastställa tolerans-tröskeln.

Områdesplaneringen och dess inbördes förhållande beträffande befogenheter, behörigheter, beroende och växelverkan styrs och påverkas av den så kallade planhierarkin. I MBL 4 § räknas de centrala instrumenten för områdesplanering upp. Uppräknat från den allmänna till den detaljerade utgörs dessa av, riksomfattande mål för områdesanvändningen och regionstrukturen, landskapsplan, generalplan och detaljplan. De riksomfattande målen för områdesanvändning och regionstruktur har som främsta syfte att möjliggöra styrning av områdesplanering och planläggning på landskapsnivå och kommunal nivå för att åstadkomma en sammanjämkning av statliga och kommunala planer och projekt.⁸⁸⁴ Denna hierarki eller struktur innebär både att den allmänna planen styr uppgörandet av den mera detaljerade planen och att den mera detaljerade planen,

att "[s]amhällsstrukturen och kvaliteten på livsmiljön är om man ser till hela landet viktiga frågor för områdesanvändningen. Dessa frågor har en avsevärd inverkan på den ekologiska hållbarheten och möjligheterna att undvika betydande miljöolägenheter." Ortskänslighetsbedömningen förutsätter, såsom det upprepade gånger påpekats inom denna forskning, att de särskilda omständigheterna inom ett visst område beaktas då tolerans-tröskeln fastställs. Därmed kommer även slutsatserna beträffande vad som utgör en god livsmiljö, eller en ekologiskt hållbar utveckling, att variera mellan olika orter och ställen.

⁸⁸⁴ Se Hollo *Maankäyttö- ja vesioikeus* 2006, s. 47, som påpekar att man genom de riksomfattande målen för områdesplanering och regionstruktur försökt ersätta funktionen av förfarandet enligt vilket planer skulle fastställas på statlig nivå, som var rådande i det tidigare nationella systemet.

när den antas, åsidosätter den allmänna, eftersom endast en plan åt gången reglerar och styr områdesanvändningen.⁸⁸⁵

På en riksomfattande nivå kan statsrådet, med beaktande av det allmänna syftet med MBL och dess målsättningar, fatta beslut om mål för områdesanvändningen. Dessa mål kan bl.a. gälla ärenden som har en betydande inverkan på det nationella kultur- eller naturarvet, eller har en nationellt betydande inverkan på den ekologiska hållbarheten eller möjligheterna att undvika betydande miljöolägenheter (MBL 22 §).⁸⁸⁶ När en inverkan eller olägenhet är betydande är naturligtvis tveydigt, men eftersom det är fråga om ett riksomfattande mål, så torde det förutsättas att åtminstone utsträckningen av inverkan eller olägenheten borde ha en riksomfattande dimension av någon form. Denna tolkning stöds även av att det explicit föreskrivs att det skall vara fråga om *nationella* kultur- eller naturarv samt om en *nationellt* betydande inverkan på den ekologiska hållbarheten eller möjligheterna att undvika miljöolägenheter. Med begreppet nationell torde här dock i ingen händelse syftas till att den faktiska geografiska omfattningen borde vara riksomfattande. Ett kultur- eller naturarv kan vara av nationell betydelse trots att det till sin fysiska form och utsträckning skulle vara av ringa storlek. Med stöd av den förutsatta riksomfattande dimensionen kan man inte heller dra den slutsatsen att t.ex. en miljöolägenhet måste påverka landet eller befolkningen som en helhet. Så länge som allvarlighetsgraden eller andra praktiska skäl, t.ex. till och med att det helt enkelt är förnuftigare att behandla ärendet på en riksomfattande nivå, förespråkar att en ståndpunkt i frågan tas på en riksomfattande nivå, så torde kravet på den fordrade riksomfattande dimensionen vara uppfyllt.⁸⁸⁷

Beträffande krav på en landskapsplans innehåll hänvisas det bl.a. till en skyldighet att som vägledning utnyttja naturskyddsprogram och naturskydds-

885 Se t.ex. Hyvönen *Kaavoitus- ja rakentamisoikeus* 1988, s. 25; Hallberg m.fl. *Uusi maankäyttö- ja rakennuslaki* 2000, s. 36 och Ekroos – Majamaa *Maankäyttö- ja rakennuslaki* 2005, s. 28–29. Se även Hollo *Maankäyttö- ja vesioikeus* 2006, s. 53, som använder uttrycken ”ohjausvaikutus” och ”väistymisvaikutus” för att beskriva den funktionella aspekten av planhierarkin.

886 Enligt SRb 30.11.2000 ”Statsrådets beslut om riksomfattande mål för områdesanvändningen”, s. 8, utgörs de viktigaste målen av en hållbar utveckling och en god livsmiljö.

887 Se även Ekroos – Majamaa *Maankäyttö- ja rakennuslaki* 2005, s. 104–107, som bl.a. delar in de riksomfattande målen för områdesanvändningen i supranationella och nationella mål. Med ett nationellt mål jämföras mer eller mindre mål som angår åtminstone två landskap, även om det understryks att det fortfarande förutsätts en grad av betydelsefullhet och att ett mål som visserligen skulle angå åtminstone två landskap inte automatiskt kunde jämföras med ett nationellt mål. Beträffande kulturella värden och naturvärden framhävs faktumet att dessa inte förutsätts vara av någon desto större geografisk utbredning. Däremot påpekas det att klart regionala eller kommunala frågor beträffande områdesanvändning inte omfattas av kravet av en riksomfattande karaktär. Se även SRb 30.11.2000 ”Statsrådets beslut om riksomfattande mål för områdesanvändningen”, s. 24–34, där det som riksomfattande mål för områdesanvändningen ingår en fungerande regionstruktur; enhetligare samhällsstruktur och kvalitet på livsmiljön; kultur- och naturarv, rekreation i det fria och naturresurser; fungerande förbindelsenät och energiförsörjning; specialfrågor i Helsingforsregionen; samt helheter av särskild betydelse som natur- och kulturmiljöer (Skärgårdshavet, landhöjningskusten, fjällområdena i Lappland och vattendragen kring Vuoksen).

beslut⁸⁸⁸ samt beslut om att inrätta landskapsvårdsområden enligt 32 § naturvårdslagen (1096/1996) då en landskapsplan utarbetas. Vidare skall man fästa särskild vikt vid vissa relativt vagt uttryckta målsättningar, såsom t.ex. en ekologiskt hållbar områdesanvändning, ett värnande om landskapet, naturvärdena och kulturarvet samt ett tillgodoseende av rekreationsbehov (MBL 28.2 och 28.3 §). Innehållsmässiga krav beträffande en generalplan som kanske kunde ha mest relevans för att fastställa kriterium som är av betydelse för fastställandet av en toleranströskel är bl.a. att det i generalplanen bör beaktas att det ges möjligheter till en trygg, sund och för olika befolkningsgrupper balanserad livsmiljö, att miljöolägenheterna minskas, att den byggda miljön, landskapet och naturvärdena värnas, samt att det finns tillräckligt med områden som lämpar sig för rekreation (MBL 39.2 §).⁸⁸⁹ Genom att uppfylla de lagstadgade krav som ställs på en generalplan kommer man att vara tvungen att ta ställning till frågor, såsom vad utgör en balanserad livsmiljö för en viss befolkningsgrupp, vad är ett naturvärde, vad utgör en miljöolägenhet, eller när är ett rekreationsbehov tillfredsställt, såvida dessa frågor är av relevans. De enskilda svaren på sådana frågor innebär i högsta grad ett i allmänhet värderat ställningstagande till olika förhållanden och funktioner som i sin tur är av relevans för att avgöra ett visst områdes ortskänslighet. Faktorer som en befolkningsgrupp, naturvärden eller när en viss följd anses utgöra en olägenhet i miljön är särskilda och individuella faktorer som varierar alltefter ort och ställe.⁸⁹⁰ Detta framgår särskilt klart ur rättspraxis där man t.ex. tagit ställning till när enastående kulturella värden i en bebyggd miljö kan anses bli värnade i enlighet med MBL 39.2 § och 54.2 §.⁸⁹¹ Den relevanta

888 Här avses naturskyddsprogram enligt 7 § naturvårdslagen (1096/1996) och skyddsprogram och skyddsbeslut enligt 77 § naturvårdslagen (1096/1996) som godkänts av statsrådet innan naturvårdslagen (1096/1996) trätt ikraft, dvs. programmet för utvecklande av nationalparks- och naturparksnätet, basprogrammet för myrskydd, programmet för skydd av fågelrika insjöar och havsvikar, lundskyddsprogrammet, skyddsprogrammet för Mickelsörarna, strandskyddsprogrammet samt skyddsprogrammet för gamla skogar.

889 Dyliga innehållsmässiga krav kan givetvis dra åt motsatta riktningar, i vilket fall en kompromiss är det enda alternativet. Se Ekroos – Majamaa *Maankäyttö- ja rakennuslaki* 2005, s. 191–192.

890 Ortskänslighetsbedömningens relevans har bekräftats i rättspraxis. Se t.ex. HFD 1980 A II 59, som gällde särskilda naturvärden och skyldigheten att beakta dessa som särskilda omständigheter i planläggningen, samt HFD 1982 A II 51 och HFD 1986 A II 76, där man tog ställning till när ett rekreationsbehov kan anses vara tillfredsställt och dess relation till att förorsaka oskäligen olägenhet för rättsinnehavare.

891 HFD 2006:2 gällde besvär över beslut av stadsfullmäktige i Raumo som hade godkänt en ändring av en detaljplan, som innebar att på planområdet skulle finnas två kvartersområden för affärsbyggnader i vilka en stor detaljhandelsenhet fick placeras. De stora detaljhandelsenheterna i detaljplanen skulle komma att befinna sig på något mindre än 500 meters avstånd från centrum av Gamla Raumo. Frågan var närmast huruvida detta stred mot värnandet av den byggda miljön som utgjordes av det gamla trähusdistriktet Gamla Raumo. Trots att det var fråga om en detaljplan förutsattes det enligt MBL 54.4 § att man vid utarbetandet av detaljplanen i tillämpliga delar beaktade även vad som bestäms om kraven på en generalplans innehåll.

HFD påpekade i fallet HFD 2006:2 att ifall den i fallet relevanta detaljplanen genomfördes, så skulle detta innebära en betydlig ökning av antalet affärsbyggnader i Gamla Raumos omedelbara

frågan är även i viss mån i hurdan grad man vill förhindra en förändring, särskilt då man beaktar att de i nuet rådande faktorerna vanligtvis även de är följderna av en förändring som skett i det förflutna.

Vidare är det skäl att uppmärksamma att fastställda innehållskrav utstakar en minimistandard för en plans innehåll.⁸⁹² Därmed kan en generalplan ge möjligheter till en tryggare än trygg och sundare än sund livsmiljö (MBL 39.2,2 §) och en detaljplan till en hälsosammare än hälsosam eller trivsammare än trivsam livsmiljö (MBL 54.2 §). Vidare är det en valfråga hur mycket miljöolägenheter man har som avsikt att minska med hjälp av en generalplan, så länge en minskning äger rum (MBL 39.2,7 §) eller när det är fråga om t.ex. ett naturvärde, när detta värde blir värnat (MBL 39.2,8)⁸⁹³ eller när särskilda värden i anslutning till den byggda miljön eller naturmiljön inte längre kan anses bli värnade eller att de rent av förstörs (MBL 54.2 §).⁸⁹⁴ De enskilda valen beträffande hur ambitiösa målsättningar som utstakas innebär att läget på den stigande skalan av inverkan eller effekt i miljön, dvs. var toleranströskeln ligger, även fastställs i områdesplanering.⁸⁹⁵ Eftersom man i utstakandet är tvungen att beakta faktorer som är direkt sammanknutna med de särskilda omständigheterna och funktionerna

närhet. Det var uppenbart att ett ökat byggande i närheten av en enastående byggd miljö högst sannolikt skulle komma att ändra på de faktorer som legat till grund för olika verksamheter, såsom mindre affärer och ekonomin i allmänhet, i den byggda miljön, dvs. sådana faktorer som format den byggda miljöns form och skepnad. En sådan förändring behövde dock inte nödvändigtvis innebära att varaktigheten av en enastående byggd miljö skulle äventyras. I fallet konstaterade och spekulerade man att en koncentration av butiker till allt större enheter i framtiden är en affärsekonomisk realitet som inte kan förbises. Ifall sådana större enheter tillåts uppstå i närheten av Gamla Raumo så kommer man enligt HFD att följaktligen försämrade, å ena sidan, verksamhetsbetingelserna för butikerna i Gamla Raumo, men, å andra sidan, spekulerade HFD att omständigheten att stadskärnan förblir centrum för handeln i staden kunde även bidra till att Gamla Raumo bevaras som ett fungerande urbant samhälle.

HFD tycks ha tolkat skyldigheten att värna om en kulturmiljö som en skyldighet av mera passiv karaktär att inte äventyra kulturmiljön, i stället för att förutsätta ett värnande av mera aktiv karaktär som lätt kunde leda till en situation där all förändring av en kulturmiljö, oberoende av förändringens orsaker och ursprung, borde motarbetas.

892 Ifall denna fastställda toleranströskel inte respekteras är planen i fråga lagstridig, se Kuusiniemi ”Kaavoitus ja immisiot” 1989, s. 142.

893 Se HFD 2002:78 där det konstaterades beträffande en generalplan att en förutsättning för att vidsträckta områden, vilka är avskilda från övrig bosättning, skall kunna anvisas för byggande i sådana fall då flygekorrar har observerats inom dessa områden är att flygekorrens nödvändiga förflyttningsleder kartläggs. Vidare krävs en utredning om hur planen kan genomföras så att klart identifierbara platser i naturen där flygekorren fortplantar sig och rastar kan bevaras och skyddet av flygekorren samordnas med övriga markanvändningsbehov. Dessa frågor hade enligt HFD inte utretts i tillräcklig utsträckning då planen utarbetades.

894 I HFD 2005:17 konstaterades det att panelösningen inte var lagstridig på den grunden att genomförandet av planen förutsatte att vissa byggnader revs, trots ifrågavarande byggnaders kulturhistoriska betydelse för den byggda miljön.

895 Det har dock uppmärksammats att denna valfrihet inte endast begränsas av föreskrifter i MBL, utan hänsyn bör tas även till en fastställd toleranströskel i ett vidare perspektiv, helt i enlighet med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Se Kuusiniemi ”Natura 2000 och planläggning” 2001, s. 347–356, som påpekar att områden som är införlivade i nätverket Natura 2000 påverkar de innehållsmässiga kraven för planer, trots att ett explicit lagstöd saknas inom relevanta föreskrifter beträffande ifrågavarande planer i MBL.

inom det område som påverkas av områdesplaneringen innebär även detta att fastställandet av toleranströskeln sker på basis av en ortskänslighetsbedömning.

Områdesplanering som en helhet, som alltså omfattar riksomfattande mål för områdesanvändning och såväl landskaps-, general- som detaljplanering, utgör ett verktyg där man inte bara utför vägda val om hur områdesanvändningen och byggandet skall styras.⁸⁹⁶ Man tar även ställning till frågan beträffande på vilken nivå på den stigande skalan av inverkan eller effekt i miljön toleranströskeln inom olika områden skall ligga. Genom bl.a. de ovan behandlade ställningstagandena kommer man, eller åtminstone kunde man, fastslå målsättningar som närmast skulle komma att materialiseras i general- och detaljplanering och som sålunda skulle leda till att en mera specifik och i praktiken lättare hanterbar och kanske mera användbar toleranströskel fastställs. Slutsatsen är att områdesplanering fungerar relativt obegränsat som ett potentiellt verktyg för att fastställa toleranströskeln. Aspekter och parametrar som kan och till en viss grad bör beaktas vid fastställandet är så pass omfattande att det inte torde vara påkallat att ens direkt tala om någon egentlig begränsning i detta hänseende, förutom i den bemärkelsen att man inte kan gå under en viss minimistandard. Däremot är det skäl att beakta att innehållskraven beträffande olika planer nog innebär att de till buds stående rättsmedlen för att säkerställa att en fastställd toleranströskel inom ramen för områdesplanering inte överstigs är begränsade. Endast rättsmedel som på något konkret sätt är sammankopplade till markanvändning och byggande kan föreskrivas i enskilda planer. Detta innebär givetvis att övriga rättsmedel som eventuellt i praktiken kunde vara funktionsdugliga och användbara inte kan föreskrivas i en plan. Jag har för övrigt ingen avsikt att påstå att områdesplanering såsom den ser ut idag borde eller ens kunde fungera som ett heltäckande och omnipotent instrument för den miljörättsliga regleringen. Vad som däremot kan kontempleras är huruvida det kunde vara tänkbart att konstruera ett instrument som skulle förhålla sig till den fysiska miljön på motsvarande sätt som områdesplanering förhåller sig till markanvändning.

2.3.2 BEGRÄNSNINGAR I OMRÅDEPLANERINGENS FUNKTION SOM RÄTTSMEDEL

Beslut som fattas inom ramen för områdesplanering leder i själva verket även till att en toleranströskel fastställs, såsom behandlingen ovan gett vid handen. Nu är det skäl att vända blicken närmare mot hur områdesplanering fungerar som rättsmedel, eller åtminstone som någon form av styrmedel för individuella rättsmedels funktion. Områdesplanering kan ses som ett exempel på en planering av rättslig karaktär som innehåller både en inrättande norm och en följdnorm.

⁸⁹⁶ Beträffande styrningseffekter av områdesplanering, se t.ex. Kuusiniemi ”Biodiversiteetin suo-
jelu ja oikeusjärjestyksen ristiriidat” 2001, s. 192–196.

Här kommer uppmärksamhet att fästas vid hur områdesplanering fungerar för att säkerställa att den fastställda toleranströskeln inte överstigs, eller hur områdesplanering och eventuella rättsmedel, som är direkt sammankopplade till den, reagerar på eventuella inverkan eller effekter i miljön som överstigit toleranströskeln eller sådana fall där det finns en risk för att en av toleranströskeln fastställd omständighet kunde äga rum. Genom några exempel illustreras väl vilka problem man kan stöta på ifall koordineringen mellan till buds stående rättsmedel inte är fungerande. Detta tyder även på favörerna i att konstruera ett mera heltäckande och omnipotent instrument för att reglera människans förhållande till den fysiska miljön.

Syftet med en generalplan är att i allmänna drag styra samhällsstrukturen och markanvändningen i en kommun eller en del av den samt att samordna olika funktioner (MBL 35.1 §). Det torde vara skäl att läsa detta syfte parallellt med det allmänna syftet hos områdesplanering (MBL 1.1 §), dvs. att skapa förutsättningar för en bra livsmiljö och främja en ekologiskt, ekonomiskt, socialt och kulturellt hållbar utveckling. Vidare torde det även vara påkallat att beakta syftet med en generalplan ur en synvinkel där målen för områdesplanering (MBL 5.1 §) tas i betraktande. Därmed bör det beaktas att områdesplanering bl.a. skall främja möjligheterna att skapa en trygg, hälsosam, trivsamt och socialt välfungerande livsmiljö och omgivning (MBL 5.1.1 §) samt främja miljövärden och möjligheterna att förhindra miljöolägenheter (MBL 5.1.5 §). Med andra ord är det en generalplans funktionella syfte, dvs. varför en generalplan utarbetas, att styra samhällsstrukturen och markanvändningen i en kommun. Det mera materiella syftet i sin tur, dvs. vad för innehåll en generalplan skall ha, är bl.a. att främja förutsättningarna för att skapa en bra livsmiljö och främja möjligheterna att förhindra miljöolägenheter.

Därmed skall den funktionella aspekten av styrningen, dvs. styrningen av samhällsstrukturen och markanvändningen samt samordnandet av olika funktioner i kommunen göras, med tanke på att uppnå syftet hos MBL i allmänhet och de allmänna målen med områdesplanering. Eftersom bl.a. skapandet av förutsättningar för en bra livsmiljö bör beaktas, så torde styrningen av samhällsstrukturen och markanvändningen samt samordnandet av olika funktioner tolkas relativt omfattande. Med andra ord borde ett bakomliggande syfte, som är förenligt med MBL 1.1 § och 5.1 §, vilket skulle påverka hur samhällsstrukturen och markanvändningen samt samordnandet av funktioner styrs genom en generalplan inte innebära att en generalplan skulle vara oförenlig med MBL 35.1 §. För att använda den begreppsliga apparatur som utnyttjats då den aktuella teorin om normativ miljö kvalitet gestaltats kan man påpeka att följdnormen, eller det till buds stående rättsmedlet, beträffande en generalplan utgörs av föreskrifter som styr samhällsstrukturen och markanvändningen i en kommun eller en del av den samt samordnar olika funktioner. Utöver föreskrifter som faller inom ramen för denna beskrivning kan man inte gå i en generalplan. Ytterligare bör man visserligen beakta att det ställs vissa krav på en generalplans innehåll. Dessa innehållsmässiga krav är dock utformade med fokus på funktioner och för-

hållanden i miljön vilket innebär att de främst påverkar fastställandet av toleransströskeln. Däremot är det svårt att dra en slutsats om någon direkt begränsning i omfånget av den nyss beskrivna rättsmedelsskaran.⁸⁹⁷

För att kunna utföra en bedömning över vad som eventuellt kunde avses med ”föreskrifter som styr samhällsstrukturen och markanvändningen i en kommun eller en del av den samt samordnar olika funktioner”⁸⁹⁸ är det skäl att beakta att det uttryckligen stadgas att det i en generalplan kan utfärdas bestämmelser som bl.a. kan gälla särskild styrning av markanvändningen och byggandet på ett visst område samt förhindrande eller begränsning av skadliga miljökonsekvenser (MBL 41.1 §).⁸⁹⁹ På motsvarande sätt föreskrivs det explicit att detaljplanebestämmelser bl.a. kan gälla förhindrande eller begränsning av skadliga miljökonsekvenser (MBL 57.1 §).⁹⁰⁰ Vad som utgör en skadlig miljökonsekvens i det enskilda fallet kan endast besvaras på basis av en ortskänslighetsbedömning. Här bör dock beaktas planläggningens funktion som en inrättande norm, dvs. som ett redskap för fastställandet av toleransströskeln. En miljökonsekvens skadlighet skall bl.a. bedömas utgående från de val och avgöranden som fattats i planläggningen som eventuellt influerat faktorer som påverkar ortskänsligheten. Här ligger områdesplaneringens på sitt sätt intrikata förhållande till den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet eftersom samma rättsliga instrument i en så omfattande grad påverkar ortskänsligheten och ortskänslighetsbedömningen, fastställandet av toleransströskeln och avgörandet huruvida en excessiv inverkan eller effekt ägt rum, samt de rättsliga följderna av den excessiva inverkan eller effekten.

897 Innehållsmässiga krav på en generalplan ställs som bekant i MBL 39.2 §.

898 Uttrycket är en parafras av MBL 35.1 §.

899 Se t.ex. HFD 4.5.2005/1059 där man ansåg att byggandet av dräneringsbrunnar och slutna brunnar samt transporten av ackumulerat avfallsvatten för behandling, som skulle vara följden av avloppen från vattenklosetter, inom ett tätt bebyggt och enhetligt område för semesterbostäder, där det inte fanns ett kommunalt vatten- och avloppsnätverk, skulle förorsaka följder på byggplatser och vägnätet som skulle strida mot kravet på att begränsa miljöolägenheter som ställs i markanvändnings- och bygglagen. Därmed var det nödvändigt att förbjuda byggandet av vattenklosetter i generalplanen och generalplanen kunde inte under de i fallet rådande omständigheterna anses vara olaglig. Se även Ekroos – Majamaa *Maankäyttö- ja rakennuslaki* 2005, s. 211, som påpekar att generalplanebestämmelser som antagits i syfte att förhindra eller begränsa skadliga miljökonsekvenser bör beaktas vid planering och byggande samt vid verksamheter enligt miljöskydds- och väglagstiftningen. Se även Hyvönen *Kaavoitus- ja rakentamisoikeus* 1988, s. 588.

900 Beträffande en landskapsplan föreskrivs det i MBL 30.1 § att man i en landskapsplan kan utfärda ”bestämmelser som med beaktande av syftet med planen och de krav som ställs på dess innehåll behövs när landskapsplaneområdet planeras eller bebyggs (landskapsplanebestämmelser).” Ytterligare föreskrivs det i MBL 30.2 § att ”[o]m något område skall skyddas på grund av landskapet, naturvärden, den byggda miljön, kulturhistoriska värden eller andra särskilda miljövärden, kan nödvändiga bestämmelser om detta utfärdas i landskapsplanen (skyddsbestämmelser).” Inget explicit mandat till att förhindra eller begränsa skadliga miljökonsekvenser har föreskrivits beträffande landskapsplanebestämmelser. Med beaktande av den abstraktionsnivå som i regel förutsätts av en landskapsplan och meningen att i mera detaljerad planläggning utsmycka den vägledning som ingår i landskapsplanen torde detta även vara motiverat.

Det har dock konstaterats att man i en generalplan inte kan anta föreskrifter vars syfte kunde anses vara att möjliggöra eller till och med säkerställa driften av en verksamhet som förutsätter miljötillstånd enligt MSL ifall sådana föreskrifter begränsar någon annans möjlighet att utnyttja sitt privata område.⁹⁰¹ För att få ett grepp om hur omfattande detta uttalande bör tolkas är det skäl att betrakta den möjliga spegelbilden av den aktuella situationen, dvs. en situation där man i generalplanebestämmelser tillät att det uppfördes bostadsbebyggelse i närheten av industriverksamhet som förutsätter miljötillstånd och som förorsakar olägenheter eller immissioner.⁹⁰² Det omedelbara problemet är att ifall byggande i närheten av industriverksamheten tilläts, så kunde man på goda grunder påpeka att skyldigheten att ge möjligheten till en trygg och sund livsmiljö (MBL 39.2,5 §) eller att minska miljöolägenheter (MBL 39.2,7 §)⁹⁰³ inte beaktas, snarare tvärtom. Ett område som tidigare varit obebott skulle genom utvidgad bebyggelse bli bebott, vilket innebär att en olägenhet, som t.ex. lukt eller buller, som eventuellt inte tidigare överstigit toleranströskeln nu kommer att göra det till följd av en förändring av ortskänsligheten, vilket alltså följer av att bebyggelsen expanderas. Faktumet att man i en skild process eventuellt kunde ändra på t.ex. tillstånds-

901 Se HFD 2006:24 vid stycke 5.3. Fallet gick ut på att kommunfullmäktige hade antagit en generalplan i vilken nio områden hade anvisats för att användas som områden för storenheter inom husdjursproduktion (ME), på vilka man fick uppföra djurstall som avses i 28 § MSL. I generalplanen hade man också fastslagit det högsta antalet djur som fick hållas i de djurstallar som byggdes på ME-områdena. De områden som omgav ME-områdena hade i generalplanen betecknats som jordbruksområden (MT-1), på vilka byggandet begränsades genom planbestämmelser. I ärendet hade man framlagt utredning om att avsikten med områdesreserveringarna ME och MT-1 var att trygga möjligheterna att utveckla jordbruket på nämnda områden så, att ett tillräckligt avstånd kunde bibehållas mellan den tätaste bosättningen och byggande som betjänade jordbrukets produktionssyften.

HFD konstaterade att den olägenhet som förorsakas av ett djurstall för vilket förutsätts miljötillstånd bedöms i förfarandet för beviljande av miljötillstånd. Generalplanens bestämmelser om det högsta tillåtna antalet djur, vilka gällde ME-områdena och var avsedda att vara permanenta, var till sin rättsverkan oklara. Att områdena kring ME-områdena reserverades för MT-1 -områden medförde oskäligt besvär för markägarna. Användningen av ett privatägt område begränsades i syfte att trygga verksamhet som utövades av en annan privatperson och som förutsatte miljötillstånd. Beslutet med vilket kommunfullmäktige hade antagit generalplanen var följaktligen lagstridigt till den del som beslutet gällde nämnda ME och MT-1 -områden.

Se även HFD 8.6.2004/1378, som till sin substans, sitt slutresultat och HFD:s ordval är så gott som identiskt med HFD 2006:24.

902 Detta kunde givetvis leda till en begränsning av industriverksamheten trots att några bestämmelser om begränsningar i verksamheten inte antogs i själva generalplanen eftersom en ändring av villkoren i miljötillståndet beträffande den aktuella industriverksamheten eller till och med en nedläggning av verksamheten kunde följa (MSL 58.1 § och 59.1,3 §). Detta har dock närmast en anknytning till den toleranströskel som på basis av en ortskänslighetsbedömning fastställts genom föreskrifter i en generalplan. I resonemanget fokuseras här för enkelhetens skull på rättsmedel som har en omedelbar anknytning till generalplanen, dvs. själva generalplanen som ett rättsmedel.

903 Begränsning av miljöolägenheter är ett av MBL:s centrala syften och generalplanen utgör det ledande instrumentet för att styra olika verksamheter även om man eventuellt i en generalplan inte kunde fastställa direkta utsläppsgränsvärden. Se Hallberg m.fl. *Uusi maankäyttö- ja rakennuslaki* 2000, s. 209.

villkor beträffande en verksamhet torde inte spela någon roll eftersom de innehållsmässiga kraven för en generalplan måste uppfyllas i själva planen.⁹⁰⁴ Man inser alltså snabbt ett visst dilemma. Man kan inte begränsa byggandet som en följd av industriverksamheten i närheten, men man kan inte heller i princip tillåta byggande eftersom detta strider mot en generalplans innehållsmässiga krav. Varken byggandet i närheten av industriverksamheten eller själva industriverksamheten får begränsas i en generalplan,⁹⁰⁵ vilket skulle vara en förutsättning för att planen kunde uppfylla de innehållsmässiga krav som ställts på den i MBL 39.2 §.⁹⁰⁶

904 Se Ekroos – Majamaa *Maankäyttö- ja rakennuslaki* 2005, s. 197. Motsvarande situation torde ha varit rådande enligt äldre lagstiftning, dvs. byggnadslagen (370/1958). Se t.ex. Hyvönen *Kaavoitus- ja rakentamisoikeus* 1988, s. 586–587 och Larma m.fl. *Rakennuslaki ja –asetus* 1992, s. 145–148. Se även t.ex. HFD 2004:64 och 2004:84.

905 Se HFD 2006:24 vid stycke 5.3 och HFD 8.6.2004/1378, där det påpekas att frågan om huruvida relevant olägenhet i en grannelagsrättslig kontext anses vara vid handen inte avgörs genom en plan enligt markanvändnings- och bygglagen. Det är inte helt klart vad HFD avsett med sitt uttal. Såsom senare kommer att argumenteras bör detta uttal tolkas snävt och de särskilda omständigheterna i fallet bör hållas i minnet. Här kan det dock konstateras att man nog genom planläggning kan avgöra frågor om obehag och besvär i grannelagsrättslig kontext i och med att man på förhand har som syfte att genom planläggning styra markanvändningen inom ett område på så sätt att en enligt en ortskänslighetsbedömning fastställd toleranströskel inte överstigs. Jämför med HFD 2005:88, där HFD konstaterade att den planerade placeringen av ett svinhus höll på att äga rum i en omgivning där det fanns flera känsliga recipienter för möjliga utsläpp som skulle följa av verksamheten. Föreslagna skyddsavstånd mellan svinhuset och recipienterna var med tanke på omfattningen av verksamheten otillräckliga. Lukt och andra miljöolägenheter som följer av verksamheten kunde för övrigt ej heller genom andra villkor i miljötillstånd begränsas i tillräcklig utsträckning. Möjligheterna att bedriva svinhushållningen på någon annan plats än den planerade och där det skulle vara lättare att undvika miljöolägenheter hade inte utretts. HFD upphävde de överklagade besluten och återförvisade ärendet till den kommunala miljöförvaltningsmyndigheten för ny behandling. I fallet fanns det inte en detaljplan eller fastställd generalplan beträffande området, men för övrigt är det skäl att uppmärksamma att miljötillståndsförfarandet nog kan fungera som styrmedel beträffande placering av verksamheter och på så sätt i viss mån överta den uppgift som i regel tillhör områdesplanering och planläggning.

Jämför dock med HFD 2005:33, där det i en detaljplan föreskrevs angående ett kvartersområde för bostads-, affärs- och kontorsbyggnader att av den tillåtna våningsytan på byggytan högst 50 procent fick användas för butikslokaler. Förutom att planen begränsade den totala byggrätten, begränsade den även den största tillåtna areal som butikslokalerna på byggplatsen fick ha i förhållande till de bostäder och kontor som skulle få byggas på byggplatsen. I fallet var det konkreta problemet beträffande grannelagsförhållanden att en tilltänkt utvidgning av restaurangverksamhet kunde förorsaka olägenheter för grannar. Begränsningen av den tillåtna våningsytan på byggytan som fick användas för butikslokaler fungerade som en form av säkerhetsventil beträffande potentiellt förorsakad olägenhet. Möjligheten att utnyttja planering som ett instrument för att reglera områdesanvändningen på ett sätt som i princip även kunde utgöra ett grannelagsrättsligt förhållande varken togs upp eller problematiserades i behandlingen av fallet i HFD. Däremot hade förvaltningsdomstolen, åtminstone implicit, påpekat att bl.a. grannelagsrättsliga frågor i samband med buller eller liknanden störningar inte avgörs genom områdesplanering.

Jämför även med RP 84/1999, s. 37, där det påpekas att "[k]onflikter som uppkommer mellan miljöförorenande verksamhet och andra enskilda intressen skall [...] lösas *närmast* genom miljötillståndsförfarandet." [kursivering här]

906 Om någon av de ifrågavarande verksamheterna inte är underkastad miljötillståndsprövning är det dock enligt HFD:s rättspraxis snarare en förutsättning för en plans lagenlighet att även grannelagsrättsliga frågor regleras och beaktas. Se HFD 2005:4, särskilt vid underpunkterna

Slutresultatet skulle därmed aningen paradoxalt lätt bli att ingen generalplan, som skulle uppfylla lagstadgade krav, överhuvudtaget kunde uppgöras.⁹⁰⁷

Områdesplanering torde alltså trots allt kunna fungera som en fastställare av förutsättningar beträffande olika verksamheter och eventuellt i viss mån även deras drift inom ett bestämt område.⁹⁰⁸ Givetvis bör här påpekas att man genom en plan inte kan åsidosätta behovet av t.ex. ett miljötillstånd. Däremot kunde själva förutsättningarna för driften av verksamheten nog påverkas av planebestämmelser även om dessa inte påverkade innehållet i villkoren i miljötillståndet i sig. Ifall en miljötillståndsprövning skulle ge vid handen att en verksamhet som är underkastad miljötillståndsskyldighet bör utsättas för strängare begränsningar än vad som skulle följa av planebestämmelser, så skulle tillståndsmyndigheten

2.2.2 och 2.2.3 vid stycke 5 ”HFD:s avgörande”, där det konstateras att man i en detaljplan inte hade fastställt föreskrifter för att säkerställa att ett område, där man bl.a. hade som avsikt att upprätta en golfbana, i tillräckligt hög grad och på ett tillräckligt säkert sätt kunde utnyttjas av andra i rekreationssyfte. Vidare konstaterade man att nödvändiga föreskrifter i syfte att skydda grundvatten inte antagits i detaljplanen. Det påpekades att den ifrågavarande verksamheten, dvs. golfbaneverksamhet, inte är underkastad tillstånds- eller övervakningsmekanismer där man skulle kunna fastställa och övervaka alla nödvändiga föreskrifter, särskilt beträffande sådana som förutsätts för att skydda grundvatten. Under dessa omständigheter uppfylldes inte kravet på att beakta möjligheterna till en trygg och sund livsmiljö (MBL 39.2 §) eller att skapa förutsättningar för en hälsosam, trygg och trivsamt livsmiljö (MBL 54.2 §). Därmed var planebeslutet lagstridigt. Det är skäl att uppmärksamma att fallet HFD 2005:4 visserligen gällde lagligheten av en detaljplan, men att denna trots allt utgör ett instrument för områdesplanering, och då det inom området ifråga inte fanns en gällande generalplan med rättsverkningar skulle även MBL 39.2 § beaktas.

907 Det är visserligen kanske i viss mån förnuftigt att uttalandet om att immissionsrättsliga frågor, särskilt beträffande områdesplaneringens funktion som följdnorm eller med andra ord som ett rättsmedel, inte kan lösas genom planläggning tolkas snävt och i ljuset av de särskilda omständigheterna i fallet HFD 2006:24 som eventuellt påverkat HFD:s resonemang och slutsatser. För det första, syftar uttalandet endast till den grannelagsrättsliga regleringen i 17 § GranneL. För det andra, torde situationen vara den att så länge som förhållandet mellan planebestämmelser och eventuella bestämmelser och villkor i miljötillstånd koordineras och deras inbördes förhållande begrundas och regleras i planen, så att detta förhållande och själva planebestämmelserna skulle vara transparenta och klara, så skulle föreskrifter om immissionsrättsliga förhållanden, trots att dessa skulle gälla en verksamhet som skulle vara underkastad miljötillståndsskyldighet, eventuellt utgöra tillåtna planebestämmelser. Se HFD 2006:24 vid stycke 5.3. Se även Ekroos – Majamaa *Maankäyttö- ja rakennuslaki* 2005, s. 209, där det påpekas att generalplanebestämmelser bör vara tillräckligt entydiga och klara så att deras rättsliga följder kan bedömas. Det verkar som om ett av de mera betungande argumenten varit att generalplanebestämmelser inte får förorsaka markägare eller andra rättsinnehavare oskäliga olägenheter (MBL 39.4§), vilket enligt HFD bl.a. varit följden av att planebestämmelser inte varit transparenta och klara särskilt beträffande förhållandet till faktiska rådande omständigheter beträffande verksamheten i fråga och eventuella till verksamheten sammankopplade miljötillstånd. Se HFD 2006:24 vid stycke 5.3. Motsvarande resonemang beträffande bedömningen och följden av oskälig olägenhet går att finna även i HFD 1984 A I 2 och HFD 1987 A 44.

908 Det är intressant att lägga märke till att Ljungman ansett att planering på lång sikt kunde bli ”den dominerande faktorn vid immissionernas bekämpande”. Se Ljungman *Om skada och olägenhet* 1943, s. 188. Beträffande rättsmedel inom den gestaltade teorin om normativ miljö-kvalitet, bör här tilläggas att områdesplanering såsom den ser ut idag inte kan fungera som ett optimalt rättsmedel. Men, ett planeringsinstrument, som kunde innehålla vissa likheter med områdesplanering, inte nödvändigtvis skulle te sig som en fullständig omöjlighet.

vara skyldig att föreskriva om sådana villkor i miljötillståndet. Ifall planen i sin tur dock skulle förutsätta att strängare villkor tillämpades på den aktuella verksamheten än vad som fordrades enligt ett miljötillstånd, så skulle verksamhetsutövaren vara tvungen att följa de strängare kraven i planebestämmelserna.⁹⁰⁹ Dessa slutsatser följer av att både miljötillstånd och planebestämmelser bör följas.⁹¹⁰ Det är skäl att påpeka att man i samband med ett miljötillståndsförfarande vid bedömningen av lämpligheten av en plats beträffande en verksamhet som förutsätter miljötillstånd skall beakta området och dess omgivningars nuvarande och framtida, i en plan med rättsverkningar angivna användningsändamål samt planebestämmelserna för området (MSL 6.2,2 §).

Även om områdesplanering inte ens har som syfte att fungera som ett heltäckande rättsmedel, så har behandlingen ovan fungerat som ett exempel även i det hänseendet att man inser hur olika kollisioner mellan tillämpliga rättsmedel kan leda till onödigt knepiga situationer. I stället för att en gång för alla ta itu med en fråga, så splittras behandlingen i flera delar, vilket inte alltid är helt oproblematiskt, ens ur en teoretisk synvinkel, för att inte tala om eventuella praktiska problem. Därmed finns det en viss efterfråga på ett mera heltäckande rättsmedel, som skulle undvika olika dispyter om kompetens eller tillämplighet men samtidigt beakta behovet av information och nyttan i att planera på förhand. Vad som även fordras är att rättsmedlet är proaktivt, dvs. att det på ett aktivt sätt garanterar att toleranströsklen inte överstigs och, då den överstigs, på ett aktivt sätt ser till att läget återställs så att den excessiva inverkan eller effekten inte längre råder. Proaktiviteten kan dock tänja ut på konventionella rättsmedels funktion, särskilt ifall en tillräcklig planering, dynamik eller flexibilitet saknas.

2.4 BEHOV AV FLEXIBILITET – ÄNDRING AV VILLKOR FÖR UTÖVNING AV VERKSAMHETER

Miljörättslig reglering bygger till en icke obefintlig del på förhandskontroll, antingen i form av allmän normering, dvs. allmänna föreskrifter om hur t.ex. en viss verksamhet skall bedrivas, eller individuell normering, vilken främst består av enskilda tillstånd utfärdade av myndigheter med enskilt och individuellt fastställda och föreskrivna villkor för bedrivandet av verksamheten i fråga. Miljökvalitetsnormen innefattar som känt både den inrättande normen och följdnormen. När en genom den inrättande normen fastställd toleranströskel överstigs bör detta faktum återspeglas i enskilda fall hos de objekt som är föremål för den allmänna eller individuella regleringen genom föreskrivna följdnormer.

909 Detta innebär att jag även anser att HFD:s argument om att det i fallet HFD 2006:24 var problematiskt att planebestämmelser var i kraft oberoende av föreskrifter och villkor som fastställdes i ett ikraftvarande miljötillstånd inte egentligen är ett alltför allvarligt problem.

910 Se Kuusiniemi ”Kaavoitus ja immisiot” 1989, s. 119–140 och Kuusiniemi ”Kaavoitus ja ympäristönsuojelu” 1992, s. 27–30.

Beträffande tillstånd innebär detta att en tillståndsansökan i sin helhet skall avslås eller att strängare villkor skall fastställas i tillståndet ifall en excessiv immission förutspås.⁹¹¹ Detta kan dock i princip endast anses utgöra ett minimikrav, eftersom det i praktiken endast påverkar nya verksamheter som man har en avsikt att påbörja, eller verksamheter vars tidsbundna tillstånd bör förnyas. Även övriga tillstånd, dvs. beträffande sådana verksamheter som i verkligheten varit orsaken till att toleranströskeln överstigits, borde kunna bli föremål för omgranskning. Så alltså i enlighet med en förhoppning om att vara så holistisk som möjligt.

Förhandskontroll är naturligtvis förnuftigt och påkallat eftersom en konstellation där rättsmedel skulle vara beroende på reaktioner i efterhand, dvs. först efter att man faktiskt kunnat konstatera att en excessiv inverkan eller effekt ägt rum, inte kan anses vara tillfredsställande. Ur ett miljömedvetet perspektiv är det givetvis förkastligt eftersom det skulle förutsätta att försämring av miljöns kvalitet inte förebyggs. Men, även när problematiken betraktas ur en verksamhetsutövers subjektiva synvinkel skulle ett dylikt system ha sina nackdelar. Förhandsgranskningen har ju som sitt syfte, förutom att förhindra en försämring av miljöns kvalitet, även att ge en verksamhetsutövare någon form av rättsligt tryggad säkerhet att om han förfar enligt de allmänt och individuellt föreskrivna villkoren, så kommer hans verksamhet att ha ett visst skydd gentemot anspråk från utomstående parter. Frågan är bara hur långtgående detta skydd är. Ifall det inte omfattar ett absolut skydd gentemot till och med avsevärda ingrepp i villkoren i efterhand, dvs. sådana ingrepp som kunde leda till just de följder, dvs. upphörandet av förutsättningarna för bedrivandet av verksamheten, som förhandskontrollen bl.a. haft som mål att undvika, så kommer ett ytterligare steg gentemot ett godkännande av den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet och funktionen av den proaktiva följdnormen, såsom dessa beskrivits i denna forskning, att ha tagits.⁹¹² Detta skulle nämligen återigen visa att det faktiskt är inverkan eller effekten i miljön som är den första och främsta barometern för den rättsliga behandlingen helt i enlighet med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Frågan hur en verksamhet bedrivs skulle alltid vara sekundär och underställd de rättsliga följder som är en konsekvens av att en toleranströskel överstigits.⁹¹³ Till-

911 Se t.ex. HFD 2005:70 och HFD 2005:88. Se även Jarass "Luftqualitätsrichtlinien der EU und die Novellierung des Immissionsschutzrechts" 2003, s. 36–38 och 40–41.

912 Man skall dock alltid hålla i minnet faktumet att miljö kvalitetsnormen även kan ändras i vederbörlig ordning.

913 Jämför med Hollo "Yhteisön vesipolitiikan puitteiden direktiivi ja Suomen oikeusjärjestys" 2002, s. 41–42, som påpekar att vattenramdirektivets (2000/60/EG) funktion inte är att avgöra om en enskild verksamhet eller åtgärd är tillåten eller inte. Detta är på ett abstrakt plan en korrekt observation, eftersom vattenramdirektivet med fog kunde påstås sakna en direkt funktion i ett dylikt beslutsfattande. Dock är det skäl att fästa uppmärksamhet vid faktumet att det bindande kvalitetsmålet, dvs. toleranströskeln enligt terminologin i denna forskning, som fastställts enligt vattenramdirektivet, vilket kunde anses vara en av direktivets huvudfunktioner, nog i praktiken kan påstås avgöra om en enskild verksamhet eller åtgärd är tillåten eller inte. Detta följer av toleranströskelns funktion och de rättsmedel som aktiveras till följd av att toleranströskeln överskrids.

ståndsförfarande i allmänhet skulle därmed i princip kunna anses i en allt högre grad närma sig en kontinuerlig dialog som kan återupplivas vid behov.⁹¹⁴

I IPPC-direktivet tas som bekant en stark ställning i förmån för den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljökvalitet och betydelsen av en fastställd toleranströskel som huvuddirigent av den rättsliga regleringen i allmänhet och den rättsliga behandlingen av inverkan eller effekter i ett mera specifikt perspektiv. Det föreskrivs nämligen att om en miljökvalitetsnorm ställer högre krav än vad som kan uppnås genom användning av bästa tillgängliga teknik, så skall ytterligare åtgärder föreskrivas i ett tillstånd. Överstigandet av toleranströskeln innebär att strängare villkor bör fastställas för bedrivandet av verksamheten.⁹¹⁵ Av ytterligare betydelse är att definitionen på begreppet miljökvalitetsnorm som utnyttjas i IPPC-direktivet inte begränsas till absoluta numeriska standarder, som i denna forskning skulle kallas miljökvalitetsstandarder. Med en miljökvalitetsnorm avses ”ett antal krav som skall vara uppfyllda vid en viss tidpunkt för en given miljö eller en särskild del av denna miljö, enligt vad som anges i gemenskapslagstiftningen.”⁹¹⁶ Det är endast fråga om vissa krav, utan att på något sätt begränsa karaktären av dessa krav, hos miljön som skall vara angivna i gemenskapslagstiftning. Närmare beskrivningen på en fastställd toleranströskel kan man egentligen inte komma. I IPPC-direktivet ingår en explicit föreskrift om återupplivande av tillståndsförfarandet under vissa omständigheter. Av intresse är i detta sammanhang skyldigheten till ombedömning av tillståndsvillkor ifall anläggningen i fråga förorsakar förorening av sådan betydelse att nya eller reviderade utsläppsgränsvärden behöver införas i tillståndet, samt ifall drifts-säkerheten hos processen eller verksamheten nödvändiggör att annan teknik används.⁹¹⁷ Av dessa är kanske det först nämnda kriteriet särskilt intressant, eftersom vad som kan anses vara förorening av en tillräcklig betydelse i högsta grad är öppet för tolkning, men detta innebär ju som bekant inte att toleranströskeltänkandet inte skulle respekteras. Ifall denna toleranströskel, dvs. förorening av tillräcklig betydelse, överskrids till följd av verksamheten, så bör tillståndsförfarandet återupplivas.⁹¹⁸

914 Se Harman ”Environmental Regulation in the 21st Century” 2004, s. 154–157.

915 Dir. 96/61/EG artikel 10.

916 Dir. 96/61/EG artikel 2(7). Visserligen används begreppet ”environmental quality standard” i den engelska språkversionen, men enbart den utnyttjade termen kan inte motsäga faktumet att själva definitionens innehåll är helt i överensstämmelse med innehållet av vad som i denna forskning kallats för miljökvalitetsnormer. Jämför med dir. 2000/60/EG artikel 2(35) där det i direktivet utnyttjade begreppet miljökvalitetsnorm definierats som ”koncentrationen av ett visst förorenande ämne eller en viss grupp av förorenande ämnen i vatten, sediment eller biota”. I denna forskning skulle begreppet miljökvalitetsstandard ha utnyttjats för en sådan norm. Enligt dir. 2000/60/EG artikel 10 innebär dock ett kvalitetsmål eller en kvalitetsnorm, inte bara en miljökvalitetsstandard, som fastställts i gemenskapslagstiftning, att strängare krav än de som kunde ställas på basis av t.ex. dir. 96/61/EG bör fastställas.

917 Dir. 96/61/EG artikel 13(2).

918 I nationell lagstiftning ingår även bestämmelser om återupplivande av ett tillståndsförfarande. Beträffande nationella föreskrifter om ändring av tillstånd se t.ex. 58 § MSL. Paragrafen möjliggör ändring av tillstånd särskilt vid sådana tillfällen där verksamhetsutövaren i sig förfarit enligt

Möjligheten att återuppliva tillståndsförfaranden eller att revidera allmänna normering i syfte att genomföra strängare krav och striktare villkor för utövandet av en viss verksamhet är en eventualitet som i princip borde stå till förfogande. Oproblematiskt är ett dylikt förfarande dock inte. Tanken med ett tillståndsförfarande är ju att en myndighet i regel skall granska förutsättningarna och villkoren för bedrivandet av en viss verksamhet.⁹¹⁹ Om då verksamhetsutövaren till punkt och pricka samt i god tro följt de fastställda förutsättningarna och villkoren i tillståndet kan frågor med anknytning till vem som i sista hand skall bära ansvaret för och stå för kostnaderna av ett återupplivande av tillstandsprocessen bli aktuella. Verksamhetsutövaren har ju antagligen gjort sina långsiktiga investeringar på basis av de ursprungliga villkoren i tillståndet. Scenariot blir mera mångfasetterat om frågan om bedömningen av de sannolika följderna av den ifrågavarande verksamheten kommer med i bilden. Ifall det varit en myndighets ansvar och uppgift att utreda de sannolika följderna av verksamheten och denna utredning, utan att det skulle bero på verksamhetsutövaren, senare visar sig vara felaktig, skulle lätt det skyllande fingret peka mot myndigheten. Varför skulle en verksamhetsutövare i ett sådant fall vara tvungen att axla, främst det ekonomiska, ansvaret för en inkorrekt bedömning från myndighetens sida?⁹²⁰ Detta faktum har dock inte direkt den följden att en myndighet nödvändigtvis skulle sakna befogenhet eller kompetens att ingripa genom att återuppliva ett tillståndsförfarande och ändra på förutsättningarna och villkoren för bedrivandet av verksamheten. Däremot kunde eventuellt frågan om t.ex. skadeståndsansvar eller rätten till kompensation väckas.⁹²¹

Eftersom det finns en viss efterfråga på flexibilitet beträffande rättsmedel och deras funktion, i den meningen att man eventuellt på basis av någon form av planering och på vissa grunder skall avgöra vilken rättsmedlets adressatkrets skall vara, är det skäl att vända blicken mot vad som kallas för ekonomiska styrmedel i den avslutande behandlingen. I ett ekonomiskt styrmedel är denna planering mer eller mindre inbyggd och grunden att identifiera de som skrider till åtgärder är ekonomisk. Går det eventuellt att framställa någon form av rättsmedel som

tillståndsvillkoren men förhållandena på något vis förändrats på ett sätt som man inte förutsett. Beträffande återkallande av tillstånd, se t.ex. 59 § MSL, som även gäller ett sådant fall där det inte i praktiken går att ändra på villkoren, utan hela verksamheten måste avslutas eller läggas ner. Detta skulle enligt Hollo dock vara ett exceptionellt slutresultat vid sådana tillfällen där verksamhetsutövaren inte gjort sig skyldig till fel eller försummelser, se Hollo *Ympäristönsuojelu- ja luonnonsuojeluvoikeus* 2004, s. 373. Som stöd för sitt argument hänvisar Hollo även till RP 84/1999, s. 81. Se även något motsvarande föreskrifter i t.ex. VL 2:27-30, som dock även innehåller begränsningar beträffande möjligheten att införa tillståndsförpliktelser enligt gällande lagstiftning ifall verksamheten godkänts enligt tidigare föreskrifter.

919 Se t.ex. Knopp "Die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie aus der Sicht der Länder" 2003, s. 12 och Fröhlich "Rechtsfragen des Konflikts zwischen Wasserkraftnutzung und Fischfauna" 2005, s. 142-153.

920 Denna fråga har uppmärksamats av t.ex. Weinreich "Integration versus Flexibilisierung der umweltrechtlichen Zulassungsverfahren: Menü oder à la carte?" 1997, s. 953.

921 Frågan om en eventuell rätt till ersättning är dock utanför temat i denna forskning och kommer inte att behandlas utförligare här. Se del I kapitel 2.6.3.

kunde kombinera de hittills behandlade komponenterna? Det skulle vara fråga om ett rättsmedel som innehöll en tillräcklig övervakning beträffande omständigheter som uppdagas i den fysiska miljön. Likaså skulle rättsmedlet uppfylla krav på en koordinering i form av planering så att man på ett eller annat vis avgjorde hur, var och när diverse verksamheter eller aktiviteter äger rum. En proaktiv karaktär borde också vara närvarande i rättsmedlet. Om ännu rättsmedlet skulle vara lätthanterbart⁹²² vore idealet vid handen, åtminstone i teorin.

3 DET DEFINITIVA RÄTTSMEDELET, BORTOM IMMISSIONSHANDEL?

I syfte att ta itu med hotet om klimatförändring har man inom EU tagit i bruk ett utsläppshandelssystem beträffande utsläpp av växthusgaser, som visserligen i skrivande stund (2007) endast gäller utsläpp av CO₂.⁹²³ Några krav som baserats på BAT kan inte ställas på sådana anläggningar som deltar i utsläppshandel beträffande de delar av verksamheten som faller inom ramarna för tillämpning av utsläppshandelsdirektivet (2003/87/EG).⁹²⁴ Marknadsmekanismen är tilltänkt som så att den automatiskt tar hand om minskning av utsläpp och incentiven för att investera i renare och bättre teknik.⁹²⁵ Utsläppshandel har dock en sammankoppling med miljö kvalitetsnormer och styrs på sitt sätt av en fastställd toleranströskel.⁹²⁶ Det maximala antalet utsläppsrättigheter som i teorin kunde vara tillgängliga på marknaden är begränsat i ett utsläppshandelssystem. Även om detta utsläppstak i första hand endast begränsar utsläppen, dvs. det till synes är fråga om emissions- eller utsläppsreglering, så är det klart att denna begränsning i andra hand kommer att påverka koncentrationerna av ett visst utsläpp eller ämne i ett medium, vilket i sin tur är i ett direkt eller indirekt samband med en inverkan eller effekt i den fysiska miljön. Beträffande utsläpp av växthusgaser kommer ett utsläppstak att påverka koncentrationen av växthusgaser i atmosfären som härstammar från antropogena källor.⁹²⁷

922 Se t.ex. Hansmann "Straffung und Vereinfachung des Immissionsschutzrechts" 2005, s. 624–628, som förespråkar en förenkling av den gällande miljö rättsliga regleringen.

923 Beträffande den rådande utsläppshandeln inom EU ur tysk infallsvinkel se Frenz "Emissionshandel – Rückblick und Ausblick" 2006, s. 393–398. Se även Brattig "Die Zukunft des europäischen und internationalen Emissionshandels" 2004, s. 417–419, beträffande tankegångar om utsläppshandelssystemens framtid. Se Dahlgreen "Emissions Trading in the United Kingdom" 2006, s. 134–143, beträffande utsläppshandelssystemet ur ett brittiskt perspektiv.

924 Dir. 96/61/EG artikel 9(3) och dir. 2003/87/EG artikel 26.

925 Se Kloepfer *Umweltrecht* 2004, s. 1266–1267, som påpekar att krav såsom BAT, försiktighet eller energi effektivitet inte kan ställas på aktiviteter som deltar i utsläppshandel eftersom detta skulle undergräva funktionen hos ett utsläppshandelssystem.

926 Dir. 2003/87/EG bilaga III och bes. 2002/358/EG.

927 Den knepiga frågan är naturligtvis att få rätt beträffande den ursprungliga allokationens storlek.

Utsläppshandel har alltså en förbindelse med inverkan eller effekter i den fysiska miljön. Även om denna förbindelse i teorin inte är direkt kan den i praktiken, beroende på ambitionsnivån hos dem som konstruerat det ifrågasvarande utsläppshandelssystemet, vara effektiv och fungerande. Men hur skulle situationen vara ifall denna förbindelse skulle vara direkt? Eftersom det i grund och botten är fråga om ett rättsmedel med hjälp av vilket man försöker kontrollera inverkan eller effekter i den fysiska miljön, så skulle det inte vara förnuftigt att konstruera rättsmedlet på så vis att man direkt skulle föra en handel beträffande rättigheten att åstadkomma en viss inverkan eller effekt?⁹²⁸ I stället för att idka handel med utsläppsrättigheter, som nog kommer att ha en viss inverkan eller effekt, så skulle man direkt idka handel beträffande orsakandet av själva följden, dvs. den förorsakade inverkan eller effekten. Man skulle ta steget från en utsläppshandel (emissionshandel) till en immissionshandel.

För att kunna konstruera ett proaktivt rättsmedel enligt de parametrar som skulle förutsättas av immissionshandel borde man inneha i det stora hela följande kunskap om orsaker och verkan i den fysiska miljön.⁹²⁹ Man borde känna till hur enskilda parter som deltar i immissionshandeln med sitt handlande eller sin verksamhet bidrar till att en viss inverkan eller effekt äger rum i miljön. Det behövs alltså någon form av register beträffande adressatkretsen, dvs. aktörerna, samt ett övervakningssystem beträffande vilken inverkan eller effekt som äger rum hos recipienten. Ytterligare borde man känna till de icke-linjära förhållandena som existerar i miljön samt olika inverkan och effekter som äger rum helt oberoende av människan. Ifall sedan den fastställda toleranströskeln trots allt överstigs, så skulle det förutsättas att immissionsrättigheter som är föremål för handel på sätt eller annat begränsas. Detta är den flexibilitet som krävs för att säkerställa att rättsmedlet de facto är proaktivt, dvs. att det bidrar till att återställa läget i den fysiska miljön så att toleranströskeln inte längre överstigs.⁹³⁰ Därmed skulle den upprättade marknaden beträffande immissionsrättigheter ta hand om prissättningen av de enskilda immissionsrättigheterna och eftersom det totala antalet immissionsrättigheter skulle vara begränsat skulle slutresultatet för miljön vara i enlighet med den fastställda toleranströskeln, åtminstone i teorin.

Det självklara problemet är frågan huruvida vi besitter tillräckligt med information beträffande hur vi påverkar eller kunde påverka olika inverkan eller effekter i den fysiska miljön och vilka handlingar, verksamheter eller motsvarande som sist och slutligen ansvarar för vilka följder och i såfall, till vilken del ansvaret

928 Se Montgomery "Markets in Licenses and Efficient Pollution Control" 1972, särskilt s. 396–398 och 403–411.

929 Se Howe – Lee "Priority Pollution Rights: Adapting Pollution Control to a Variable Environment" 1983, s. 146–147, där det påpekas att de stigande kostnaderna för att upprätta ett omfattande immissionshandelssystem är en faktor som bör beaktas.

930 Detta innebär inte att immissionsrättigheter nödvändigtvis skulle behöva annulleras. Man kunde konstruera systemet t.ex. så att ett skärverktyg i ett dylikt fall skulle ändra de enskilda immissionsrättigheterna genom att ändra på en tidigare immissionsrättighet som avsett en immission av enheten 1 att i framtiden motsvara t.ex. enheten 0,95.

ligger hos en viss part. Även om vi skulle ha denna kunskap, så kunde den praktiska uppbyggnaden av immissionshandelssystemet stöta på problem. Eftersom ett visst enskilt utsläpp kunde förorsaka flera olika följder och beträffande flera olika recipienter, så skulle detta enskilda utsläpp, för att det skulle få äga rum, med andra ord förutsätta en immissionsrättighet beträffande varje sådan följd.⁹³¹ Hur man i praktiken skall kunna förvalta en immissionshandel som skulle vara något mera omfattande väcker omedelbara frågor.⁹³²

I detta skede är det även skäl att lägga märke till ett särskilt element beträffande kravet på att utgöra ett proaktivt rättsmedel som även borde ställas på det definitiva rättsmedlet. Ifall man bortser från de uppenbara praktiska problemen i att upprätta ett mer eller mindre heltäckande immissionshandelssystem, så existerar även en ytterligare fråga. Nämligen, hur skall ett immissionshandelssystem ta itu med sådan inverkan eller effekt i miljön, som identifierats och kvalificerats av den inrättande normen, dvs. utgör en fastställd toleranströskel, men som inte är en direkt eller indirekt följd av mänsklig verksamhet, utan som människan endast på sätt eller annat genom aktiva åtgärder kunde kontrollera? Ett immissionshandelssystem skulle ju fungera väl så länge som restriktioner i form av ett färre antal av immissionsrättigheter fanns tillgängliga på marknaden, dvs. då en ökad passivitet beträffande människans direkta eller indirekta påverkan i miljön hade ett önskat resultat beträffande den inverkan eller effekt som fastställts av den inrättande normen. Ifall det skulle förutsättas direkta aktiva åtgärder i förhållande till den fastställda inverkan eller effekten, skulle immissionshandelssystemet eventuellt sakna den erforderliga drivkraften. Därmed borde man även ta ett steg bortom immissionshandel och modifiera det definitiva rättsmedlet så att det verkligen skulle vara proaktivt.

I samband med denna forskning är det tyvärr inte möjligt att besvara alla de frågor som behandlats ovan, ifall de överhuvudtaget ens går att besvara. Men, även om det skulle visa sig att det definitiva rättsmedlet förblev en utopi, så kunde det trots allt fortfarande vara möjligt att utnyttja en eventuell teoretisk modell som förebild för proaktiva rättsmedel som konstrueras enligt det mönster som förutsätts av den i denna forskning gestaltade teorin om normativ miljö-kvalitet.

931 Se Westerlund *Miljöfarlig verksamhet* 1975, s. 324–327, som hänvisat till problemet, även om inte direkt i kontexten av immissionshandel.

932 Beträffande visionering i detta hänseende se Tietenberg "Tradeable Permits for Pollution Control when Emission Location Matters: What have We Learned?" 1995, s. 97–110 samt Tietenberg *Environment and Natural Resource Economics* 1996, s. 339–348.

4 EPILOG

Det är på sin plats att begrunda de resultat och fynd som man stött på under den korta rundturen i den normativa miljökvalitetens domän. En snabbspolning genom tankegångarna i denna forskning för en till början av diskussionen där man slog fast en målsättning att söka ett svar på frågan hur en eftersträvansvärd nivå beträffande miljöns kvalitet på ett juridiskt sätt kan fastställas eller institutionaliseras, var den ligger, samt hur den skyddas och bibehålls. Huvudsakligen har tyngdpunkten legat i att besvara den första frågan, vilket torde vara evident i detta skede. Den andra frågan har man dock inte kunnat undvika, eftersom det i samband med behandlingen om hur institutionaliserandet äger rum inte varit ändamålsenligt att tåga beträffande var det ifrågavarande nivåkravet beträffande miljöns kvalitet de facto ligger. Fråga nummer tre har däremot på flit lämnats i skymundan. Orsakerna till detta har behandlats ovan och kommer inte att upprepas här. Men, svaren som ges på denna fråga är enligt mig inte irrelevanta, snarare tvärtom. Det går nämligen eventuellt att spåra en viss tendens till en ökad användning av mer eller mindre omfattande eller heltäckande planerings- eller sammanjämningsinstrument, som kanske kunde bidra till rättsliga instrument som kunde fungera i enlighet med den anda som skisserats i det definitiva rättsmedlet.

I den abstrakta visionen som målades fram och resonades över i den första delen till denna avhandling kunde man lägga märke till två grundläggande fenomen. För det första, kunde man på basis av teoretiska resonemang komma fram till en konstruktion över en miljökvalitetsnorm som i grund och botten utgör ett rättsligt verktyg för att reglera människans förhållande till den fysiska miljön. Miljökvalitetsnormen i sin tur kunde spjälkas upp i två normkomponenter, den inrättande normen och följdnormen. Den först nämnda identifierar och kvalificerar ett visst förhållande eller en funktion i den fysiska miljön, och till följd av denna identifiering och kvalificering fastställs en toleranströskel. Det är denna toleranströskel som i princip är allt i allo, då det är fråga om de praktiska eller kännbara konsekvenserna som den gestaltade teorin om normativ miljö-kvalitet har. Toleranströskeln berättar åt oss vilken nivå på en stigande skala av intensitet hos inverkan eller effekt som så att säga tolereras i den fysiska miljön. Denna intensitetsnivå kan, och även bör i förekommande fall, inkorporera ett överflöd av diverse information, som under inga omständigheter enbart kan begränsas till vissa företeelser som utan svårigheter kunde uppdagas i miljön runt omkring oss. Men, någon form av information om en företeelse, funktion eller omständighet i miljön måste den inrättande normen dock identifiera och kvalificera. När så har skett har en toleranströskel blivit fastställd. När denna toleranströskel överstigs, dvs. då inverkan eller effekten blir mera intensiv än vad toleranströskeln godtar, blir den andra normkomponenten av miljökvalitets-normen av intresse. Denna normkomponent, följdnormen, föreskriver om de rättsmedel som eventuellt finns till buds för att ta itu med den situation som uppstått i och med att toleranströskeln överstigits.

För det andra, var det i den första delen av avhandlingen möjligt att ta en titt i det immissionsrättsliga tänkandets värld. På basis av denna exkurs var det möjligt att lägga märke till att den teoretiska ramen som man resonerat sig fram till, beträffande funktionen av miljö kvalitetsnormen, inte i sig var en banbrytande uppenbarelse. Inom grannelagsrätten kunde man i högsta grad spåra motsvarande, om inte identiska premisser, för den rättsliga behandlingen av immissioner som även kunde skådas vad gäller den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Från det immissionsrättsliga tänkandet kunde man låna tankegångar och, efter smärre modifikationer, även begreppsapparatur. Detta innebar dock under inga omständigheter att den grannelagsrättsliga diskursen som helhet och okritiskt skulle flyttas till våra dagar. Det immissionsrättsliga tänkandet var en intressant och nyttig exkurs, men den måste hållas i rätt perspektiv. Man bör komma ihåg att de slutsatser som dragits i den föregående diskussionen redan slagit takterna för den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Det behandlade immissionsrättsliga tänkandet förde inte forskningen in på några direkt nya spår, men den visade eventuellt att man inte var helt vilse och att stigen framåt inte var helt igenvuxen. Pusselbitarna började med andra ord att falla på sina respektive platser, och en ram för den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet hade fått sin form. Det var på sin plats att ta steget in i den rådande regleringen för att avspegla den gestaltade teorin mot den rättsliga verkligheten som går att finna i nutida miljö rätt, särskilt vad beträffar gemenskapsrätt.

I den åtföljande behandlingen, där man koncentrerade sig på den inrättande normen, var det inte svårt att finna tydliga spår av de åsyftade funktionerna hos toleranströskeln som man hade presumerat i den mera abstrakta behandlingen i den första delen av avhandlingen. Den inrättande normen är i högsta grad i funktion inom miljö rätten och huvudregeln kunde påstås vara att den miljö rättsliga regleringen fungerar enligt de premisser som den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet fastslagit. Med hjälp av den teoretiska grunden är det dock enklare att få en heltäckande bild över den miljö rättsliga regleringen, och förhoppningsvis även enklare att tillämpa den miljö rättsliga regleringen i praktiken. Man kan nämligen konstatera att den miljö rättsliga regleringen, trots den till synes oändliga diversifieringen i miljö skydds rätt, naturvårds rätt, naturresurs rätt, vatten rätt, landskaps rätt, markanvändnings rätt osv., i grund och botten bygger på den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Reglering som på sätt eller annat reglerar människans förhållande till den fysiska miljön bygger på konceptet om den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Inom en dylik reglering utgörs fundamentet på sitt sett av toleranströskeln som fastställts av en inrättande norm. När denna gått att finna utgörs följande steg av att utreda vilka följdnormer som kan bli aktuella ifall toleranströskeln överstigs. Denna i sig enkla grundtanke, som självklart kan visa sig vara svår att tillämpa i praktiken, är den sten fot som miljö rättslig reglering står på.

Behandlingen av rättsmedel lämnades avsiktligt i skymundan. Detta innebär dock inte att följdnormen skulle ha negligerats i sin helhet. I den sista delen av forskningen gällde det att undersöka hur ett rättsmedel kunde fungera i kontexten

av normativ miljö kvalitet. Man kunde lägga märke till möjligheterna och behovet av planering, så att följdnormer kunde göras så fungerande som möjligt. Steget från redan utnyttjade rättsliga instrument, dvs. områdesplanering och andra planeringsinstrument, samt utsläppshandel, till ett definitivt rättsmedel är på det abstrakta planet inte omöjligt långt. De praktiska svårigheterna med immissionshandel, för att inte tala om kravet på proaktivitet, har dock inte kunnat behandlas inom ramen för denna forskning. I och för sig vill jag inte att man drar den slutsatsen att jag skulle favorisera det ena eller det andra rättsmedlet. Under inga omständigheter får man heller dra den slutsatsen att jag skulle påstå inneha kunskap om hur det iögonenfallande problemet beträffande konstruktionen av ett (väl) fungerande rättsmedel skall lösas. I denna forskning har man inte funnit utrymme för dylika spekulationer. Idén med skissen över det definitiva rättsmedlet är endast att konstatera hur ett rättsmedel, om det tilläts fungera friktionsfritt under (över)optimala förutsättningar, skulle kunna se ut, och vilka premisser man bör respektera vid konstruktionen av rättsmedel. Ytterligare bör man beakta att denna skiss kommit till i samband med den gestaltade teorin om normativ miljö kvalitet. Det är fråga om en bit i pusslet. Huruvida denna bit löser själva pusslet är inte för denna forskning att besvara.

Abstract

NORMATIVE ENVIRONMENTAL QUALITY

– THE FUNCTION OF A JURIDICALLY INSTITUTIONALIZED CRITERION OF THE QUALITY OF THE ENVIRONMENT

There are many ways in which a society can define its relationship to the surrounding environment. Opinions vary from one member of society to the next and quite often in conversation it is imaginable that one might allude that questions of good or bad, or better or worse environmental quality are matters of taste and policy, but hardly a subject for serious analytical legal debate. Nonetheless, even a superfluous glance at law books, published case law, or juridical literature seems to indicate the contrary. Environmental quality is at the heart of many legal disputes, and references to the relevance of what the standard of environmental quality should be in a particular case are abundant. Therefore one can pose the question: When and how have statements of the requirements for environmental quality suddenly elevated into the realm of juridical discourse? In this particular study, which is of a jurisprudential nature, this is the pivotal question.

With recourse to the theory of speech acts and what could be entitled its jurisprudential offspring, an institutional theory of law, it is possible on a theoretical level to construe an ideal umbrella concept, which in this particular context has been christened the environmental quality norm. This concept is the fundamental model upon which the idea of a normative environmental quality is developed and, according to the underlying argument of the entire thesis, in essence forms the whole structure, function, and logic of all legal regulation by man as to the relationship between him and his surroundings. An environmental quality norm is divided into two sub-norms, the institutive norm and the consequential norm. The first institutionalizes a circumstance or function in the environment, while the second defines the repercussions of interference, be it factual or potential, with the institutionalized circumstance or function.

This particular research has focused mainly on the institutive norm, which is the more interesting from an analytical point of view, the consequential norm being of particular interest in debates concerning the choice of environmental policy instruments and arguments pertaining to efficiency. The envisaged theoretical model of the environmental quality norm finds its kinship in regulation relating to nuisance. Many of the central ideas on nuisance developed by the legal minds of past centuries can be transformed, with some alterations, into contemporary legal dogmas. Equipped with these tools, contemporary environmental law has been analyzed in substantial parts of the thesis. The results

indicate a clear leaning towards the fact that contemporary environmental law, i.e., basically any legal instrument regulating the relationship between man and his surroundings, is indeed structured upon the very idea embodied in the abstract environmental quality norm and its two components, the institutive norm and the consequential norm.

Rättsfallsregister

ICJ

Gabčíkovo-Nagymaros case: Gabčíkovo-Nagymaros Project (Hungary/Slovakia), Judgment, I.C.J. Reports 1997, s. 7 s. 56

Övriga internationella tribunaler

Southern Bluefin Tuna cases: International Tribunal for the Law of the Sea: Southern Bluefin Tuna Cases (New Zealand v. Japan; Australia v. Japan) (Provisional Measures) [August 27 1999]. 38 ILM 1624 (1999) s. 56

WTO: European Communities – Measures Affecting Asbestos and Asbestos-Containing Products, WT/DS135/AB/R, 12 March 2001 s. 45

EG-domstolen

C-247/85, *Kommissionen mot Belgien*, REG 1987 3029 s. 147
C-262/85, *Kommissionen mot Italien*, REG 1987 3073 s. 147
C-126/86, *Zaera mot Instituto Nacional de la Seguridad Social*, REG 1987 3697 s. 16
C-331/88, *Fedesa*, REG 1990 I-4023 s. 56
C-57/89, *Kommissionen mot Tyskland*, REG 1991 I-883 s. 147
C-58/89, *Kommissionen mot Tyskland*, REG 1991 I-4983 s. 98
C-355/90, *Kommissionen mot Spanien*, REG 1993 I-4278 s. 147, 175
C-133/94, *Kommissionen mot Belgien*, REG 1996 I-2323 s. 107, 112
C-72/95, *Kraaijeveld m.fl.*, REG 1996 I-5403 s. 107, 112
C-435/97, *World Wildlife Fund (WWF) m.fl. och Autonome Provinz Bozen m.fl.*, REG 1999 I-5403 s. 107, 112, 115
C-36/98, *Spanien mot rådet*, REG 2001 I-779 s. 178
C-371/98, *The Queen och Secretary of State for the Environment, Transport and the Regions, ex parte: First Corporate Shipping Ltd, i närvaro av: World Wide Fund for Nature UK (WWF) och Avon Wildlife Trust*, REG 2000 I-9235 s. 124
C-374/98, *Kommissionen mot Frankrike*, REG 2000 I-10799 s. 147
C-75/01 *Kommissionen mot Luxemburg*, REG 2003 I-1585 s. 233
C-127/02, *Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels mot Staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij*, REG 2004 I-7405 s. 110, 121–123, 128, 165, 171, 173–174
C-98/03, *Kommissionen mot Tyskland*, REG 2006 I-53 s. 121
C-117/03, *Società Italiana Dragaggi SpA m.fl.*, REG 2005 I-167 s. 122
C-221/03, *Kommissionen mot Belgien*, REG 2005 I-8307 s. 243
C-320/03, *Kommissionen mot Österrike*, REG 2005 I-9871 s. 218
C-364/03, *Kommissionen mot Grekland*, REG 2005 I-6159 s. 251–253
C-441/03, *Kommissionen mot Nederländerna*, REG 2005 I-3043 s. 121, 170
C-6/04, *Kommissionen mot Förenade kungariket*, REG 2005 I-9017 s. 128

HFD

HFD 1980 A II 59 s. 279
HFD 1982 A II 51 s. 279
HFD 1984 A I 2 s. 286
HFD 1986 A II 76 s. 279
HFD 1987 A 44 s. 286
HFD 1991 A 84 s. 201
HFD 1997:148 s. 253
HFD 1998:83 s. 30
HFD 2001:47 s. 136, 162

HFD 2002:36	s. 243–244
HFD 2002:48	s. 123, 169
HFD 2002:64	s. 125
HFD 2002:78	s. 280
HFD 2003:38	s. 136, 157
HFD 2003:99	s. 158
HFD 2004:38	s. 243–244, 253
HFD 2004:45	s. 162
HFD 2004:64	s. 285
HFD 2004:84	s. 285
HFD 2005:4	s. 285
HFD 2005:17	s. 280
HFD 2005:27	s. 191
HFD 2005:33	s. 285
HFD 2005:42	s. 169
HFD 2005:69	s. 169
HFD 2005:70	s. 288
HFD 2005:88	s. 285, 288
HFD 2006:2	s. 279
HFD 2006:3	s. 169
HFD 2006:7	s. 161, 260
HFD 2006:24	s. 284–287
HFD 8.6.2004/1378, s. 284–285	
HFD 4.5.2005/1059, s. 283	

Källförteckning

- Aarnio, Aulis: The Rational as Reasonable. A Treatise on Legal Justification. [The Rational as Reasonable] Dordrecht, 1987.
- Aarnio, Aulis: Laintulkinnan teoria. Yleisen oikeustieteen oppikirja. [Laintulkinnan teoria] Porvoo, 1989.
- Alanen, Aatos: Eräitä laintulkinnan peruskysymyksiä. Publicerad i Juhlajulkaisu Suomalainen Lakimiesyhdistys 1898-22/10-1948, s. 470–483. Vammala, 1948.
- Alanen, Aatos: Yleinen oikeustiede. Turku, 1948.
- Albers, Marion: Reformimpulse des Konzepts integrierten Umweltschutzes. *Zeitschrift für Umweltrecht* 9/2005, s. 400–406.
- Alder, John – Wilkinson, David: Environmental Law & Ethics. London, 1999.
- Alexy, Robert: Theorie der Grundrechte. Baden-Baden, 1985.
- Amann, Markus m.fl.: Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe. Den Haag, 1999.
- Anscombe, G.E.M.: Intention. Reprinted second edition. Oxford, 1976.
- Appel, Ivo: Europas Sorge um die Vorsorge. Zur Mitteilung der Europäischen Kommission über die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. [Europas Sorge um die Vorsorge] *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 4/2001, s. 395–398.
- Asafu-Adjaye, John: Environmental Economics for Non-Economists. Singapore, 2000.
- Aschehoug, T.H.: Om Retsforholdet mellem Naboeiendomme. Publicerad i Forhandlingar paa Trede nordiske Juristmøde i Christiania 28–30 August 1878, Bilag I. Christiania, 1879.
- Austin, John: The Province of Jurisprudence Determined and The Uses of the Study of Jurisprudence with an Introduction by H.L.A.Hart. [The Province of Jurisprudence Determined] New York, 1954.
- Austin, John L.: How to do things with words. The William James Lectures delivered at Harvard University in 1955. Second edition. Edited by J.O.Urmson and Marina Sbisa. [How to do things with words] Oxford University Press, 1962.
- Austin, John L.: Philosophical Papers. Second Edition. Edited by J.O.Urmson and G.J.Warnock. Oxford University Press, 1970.
- Backer, Inge Lorange: Naturvern og naturinngrep. Forvaltningsrettslige styringsmidler. [Naturvern og naturinngrep] Stavanger, 1986.
- Backes, C.W. – van Nieuwerburgh, T. – Koelemeijer, R.B.A.: Transformation of the first Daughter Directive on air quality in several EU Member States and its application in practice. *European Environmental Law Review* Vol. 14 No. 6, 2005, s. 157–164.
- Bansal, Sangeeta – Gangopadhyay, Shubhashis: Incentives for Technological Development: BAT Is Bad. *Environmental and Resource Economics* Vol. 30 No. 3, 2005, s. 345–367.
- Becker, Bernd: Einführung in die Richtlinie über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 4/2005, s. 371–376.
- Belinskij, Antti: Natura 2000-verkosto, sen toteuttaminen ja oikeusvaikutukset. Licentiatavhandling, juridiska fakulteten vid Helsingfors universitet, 2005.
- Bell, Stuart – McGillivray, Donald: Environmental Law. Sixth edition. Oxford, 2006.
- Bengtsson, Bertil: Grundlagen och fastighetsrätten. Stockholm, 1996.
- Bengtsson, Bertil: Miljöbalkens återverkningar. Stockholm, 2001.
- Bengtsson, Bertil: Miljön och grundlagen – än en gång. Publicerad i Fågelperspektiv på rätten. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 267–282. Uppsala, 2001.
- Bergelund, Theod.: Om eganderätten till jord. *Juridiska förenings i Finland tidskrift, fjärde och femte årgångarna*, 1868–1869, s. 26–52.
- van den Bergh, Roger: Economic criteria for applying the subsidiarity principle in European environmental law. Publicerad i Environmental Law, the Economy and Sustainable Development. The United States, the European Union and the International Community. Edited by Richard L. Revesz, Philippe Sands and Richard B. Stewart, s. 80–95. Cambridge, 2000.
- Bergström Svante: Om begreppet äganderätt inom fastighetsrätten. *Svensk Juristtidning* 1956, s. 145–162.

- Beyer, Peter: Eine neue Dimension der Umwelthaftung in Europa. Eine Analyse der europäischen Richtlinie zur Umwelthaftung. [Eine neue Dimension der Umwelthaftung in Europa] *Zeitschrift für Umweltrecht* 5/2004, s. 257–265.
- Birnie, Patricia W. – Boyle, Alan E.: *International Law and the Environment*. Second edition. New York, 2002.
- Bodenheimer, Edgar: *Anthropological Foundations of Law*. Publicerad i *Man, Law and Modern Forms of Life* (ed. Eugenio Bulygin, Jean-Louis Gardies and Ilkka Niiniluoto), s. 3–13. Dordrecht, 1985.
- Bohne, Eberhard – Dietze, Doris: Pollution Prevention and Control in Europe Revisited. *European Environmental Law Review* Vol. 13 No. 7, 2004, s. 198–217.
- Brans, Edward H. P.: Liability for Damage to Public Natural Resources under the 2004 EC Environmental Liability Directive. *Environmental Law Review* Vol. 7 No. 2, 2005, s. 90–109.
- Brattig, Boris: Die Zukunft des europäischen und internationalen Emissionshandels. *Zeitschrift für Umweltrecht Sonderheft* 2004, s. 412–419.
- Breuer, Rüdiger: Pflicht und Kür bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. *Zeitschrift für Wasserrecht* 1/2005, s. 1–22.
- Broekman, Jan M.: *Law, Anthropology and Epistemology*. Publicerad i *Man, Law and Modern Forms of Life* (ed. Eugenio Bulygin, Jean-Louis Gardies and Ilkka Niiniluoto), s. 15–42. Dordrecht, 1985.
- Brouwer, Onno m.fl.: *Environment and Europe*. European Union environmental law and policy and its impact on industry. [Environment and Europe] Deventer, 1994.
- Bugge, Hans Chr.: Miljøvern og rettferdighet – en introduksjon. Publicerad i *Fågelperspektiv på rätten*. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 283–305. Uppsala, 2001.
- Burlington, Linda B.: Valuing Natural Resource Damages: A Transatlantic Lesson. *Environmental Law Review* Vol. 6 No. 2, 2004, s. 77–96.
- Chilla, Tobias m.fl.: Fassadenbegrünung als Instrument einer nachhaltigen Stadtentwicklung – Rechtsfragen und Perspektiven. [Fassadenbegrünung als Instrument einer nachhaltigen Stadtentwicklung] *Zeitschrift für Umweltrecht* 4/2002, s. 249–257.
- Christensen, Bent: Almindelige synspunkter. Publicerad i *Dansk miljøret*. Bind I. Almindelig del. Hovredaktion W.E.v.Eyben. København, 1978.
- Christensen, Johan: Rätt och kretslopp. Studier om förutsättningar för rättslig kontroll av naturresursflöden, tillämpade på fosfor. [Rätt och kretslopp] Uppsala, 2000.
- Christensen, Johan: Goda förutsättningar för tillsyn. Publicerad i *Fågelperspektiv på rätten*. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 193–214. Uppsala, 2001.
- Clinch, J. Peter – Kerins, David: Assessing the Efficiency of Integrated Pollution Control. *European Environment* Vol. 12 No. 5, 2002, s. 269–283.
- Contini, S. – Servida, A.: Risk analysis in environmental impact studies. Publicerad i *Environmental Impact Assessment*. Volume 1. Edited by A. G. Colombo, s. 79–103. Dordrecht, 1992.
- Craig, Paul – de Búrca, Gráinne: *EU Law. Text, Cases, and Materials*. Third Edition. [EU Law] Oxford University Press, 2003.
- Dahlgreen, Judith: Emissions Trading in the United Kingdom: The Greenhouse Gas Emissions Trading Scheme (Amendment) and National Emissions Inventory Regulations 2005 and the Greenhouse Gas Emissions Trading Regulations 2005. [Emissions Trading in the United Kingdom] *Environmental Law Review* Vol. 8 No. 2, 2006, s. 134–143.
- Danelius, Hans: Europadomstolens domar 1991–1993 – en rättsfallsöversikt. *Svensk Juristtidning* 4/94, s. 337–387.
- Darpö, Jan: Miljöbrott och åtalsrätt. Publicerad i *Fågelperspektiv på rätten*. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 215–247. Uppsala, 2001.
- Dernburg, Heinrich: *Lehrbuch des Preussischen Privatrechts und der Privatrechtsnormen des Reichs*. Erster Band. Zweite, neu bearbeitete Auflage. [Lehrbuch des Preussischen Privatrechts] Halle a. S., 1879.
- Dernburg, Heinrich: *Pandekten*. Erster Band. Allgemeiner Theil und Sachenrecht. Fünfte, verbesserte Auflage. [Pandekten] Berlin, 1896.
- Doppelhammer, Martina: More Difficult than Finding the Way Round Chinatown? The IPPC Directive and its Implementation. *European Environmental Law Review* Vol. 9 No. 7 och No. 8–9, 2000, s. 199–206 och s. 246–252.
- Dworkin, Ronald: *Taking Rights Seriously*. New Impression with a Reply to Critics. Second impression (corrected) with appendix. [Taking Rights Seriously] London, 1978.

- Dworkin, Ronald: Law's Empire. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 1986.
- Dworkin, Ronald: Justice in Robes. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 2006.
- Ebbesson, Jonas: Compatibility of International and National Law. Uppsala, 1996.
- Ekroos, Ari: Luonnonvaraoikeudesta. *Ympäristöjuridiikka* 3–4/1987, s. 1–16.
- Ekroos, Ari: Kauneus ja rumuus ympäristöoikeudessa. Ympäristöoikeudellinen tutkimus maisemaa ja kaupunkikuvaa koskevasta lainsäädännöstä. [Kauneus ja rumuus ympäristöoikeudessa] Vammala, 1995.
- Ekroos, Ari: Forests and the Environment – Legislation and Policy of the EU. *European Environmental Law Review* Vol. 14 No. 2, 2005, s. 44–57.
- Ekroos, Ari – Majamaa, Vesa: Maankäyttö- ja rakennuslaki. 2., uudistettu laitos. Helsinki, 2005.
- Eskelinen, Sakari: Turhat valitukset hidastaneet tuulivoimarakentamista. *Ympäristöjuridiikka* 1/2005, s. 50–64.
- Eskelinen, Sakari: Valitusoikeudesta tuulivoimalaitosten lupapäätöksissä ylimääräisen muutoksen-haun yhteydessä arvioituna. *Ympäristöjuridiikka* 2/2005, s. 7–27.
- Europeiska kommissionen: Skötsel och förvaltning av Natura 2000-områden — Artikel 6 i art- och habitatdirektivet 92/43/EEG. Luxemburg, 2000.
- Evans, Tony: International Environmental Law and the Challenge of Globalization. Publicerad i Law in environmental decision-making. National, European and International Perspectives. Tim Jewell and Jenny Steele (ed.), s. 207–227. Oxford, 1998.
- Fairley, Ross m.fl.: Riding the New Wave of European Water Law: How Member States are Tackling the Water Framework Directive. [Riding the New Wave of European Water Law] *European Environmental Law Review* Vol. 11 No. 8/9, 2002, s. 232–239.
- Falk, Richard: Environmental Protection in an Era of Globalization. Publicerad i Yearbook of International Environmental Law, Volume 6, 1995, s. 3–25.
- Faßbender, Kurt: Gemeinschaftsrechtliche Anforderungen an die normative Umsetzung der neuen EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 3/2001, s. 241–249.
- Faßbender, Kurt: Grundfragen und Herausforderungen des europäischen Umweltplanungsrechts. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 10/2005, s. 1122–1133.
- Feldhaus, Gerhard: Beste verfügbare Techniken und Stand der Technik. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 1/2001, s. 1–9.
- Feldhaus, Gerhard: Integriertes Anlagenzulassungsrecht – materiell- und verfahrensrechtliche Anforderungen nach neuem Recht. *Zeitschrift für Umweltrecht* 1/2002, s. 1–6.
- Feldmann, Franz-Josef: Wandel im Lärmschutz: Die Umgebungslärmrichtlinie und ihre Umsetzung in deutsches Recht. [Wandel im Lärmschutz] *Zeitschrift für Umweltrecht* 7–8/2005, s. 352–358.
- Ferejohn, John: The political economy of pollution control in a federal system. Publicerad i Environmental Law, the Economy and Sustainable Development. The United States, the European Union and the International Community. Edited by Richard L. Revesz, Philippe Sands and Richard B. Stewart, s. 96–103. Cambridge, 2000.
- Forhandlingar paa Tredie nordiske Juristmøde i Christiania 28–30 August 1878. Christiania 1879. [NJMF 1878]
- Fox, Warwick: The Deep Ecology – Ecofeminism Debate and its Parallels. *Environmental Ethics* Vol. 11 No. 1, 1989, s. 5–25.
- Freestone, David: The Road from Rio: International Environmental Law after the Earth Summit. [The Road from Rio] *Journal of Environmental Law* Vol. 6 No. 2, 1994, s. 193–218.
- Frenz, Walter: Emissionshandel – Rückblick und Ausblick. *Zeitschrift für Umweltrecht* 9/2006, s. 393–398.
- Frenz, Walter – Sieben, Peter: Das Verhältnis von Bodenschutz- und Wasserrecht. *Zeitschrift für Wasserrecht* 3/2001, s. 152–158.
- Friedland, Julia – Prall, Ursula: Schutz der Biodiversität: Erhaltung und nachhaltige Nutzung in der Konvention über die Biologische Vielfalt. [Schutz der Biodiversität] *Zeitschrift für Umweltrecht* 4/2004, s. 193–202.
- Frände, Dan: Allmän straffrätt. Helsingfors, 2001.
- Fröhlich, Klaus-D.: Rechtsfragen des Konflikts zwischen Wasserkraftnutzung und Fischfauna. *Zeitschrift für Wasserrecht* 3/2005, s. 133–153.
- Füßler, Klaus: Abschied von den ”potentiellen FFG-Gebieten”? Die Rechtsprechung des BVerwG im Licht des Dragaggi-Urteils des EuGH. [Abschied von den ”potentiellen FFG-Gebieten”?] *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 6/2005, s. 628–632.

- Füßler, Klaus: Die Errichtung des Netzes NATURA 2000 und die FFH-Verträglichkeitsprüfung. Interpretationsspielräume, -probleme und Entwicklungstendenzen. [Die Errichtung des Netzes NATURA 2000 und die FFH-Verträglichkeitsprüfung] *Zeitschrift für Umweltrecht* 10/2005, s. 458–465.
- Gagelmann, Frank – Frondel, Manuel: The Impact of Emission Trading on Innovation – Science Fiction or Reality? *European Environment* Vol. 15 No. 4, 2005, s. 203–211.
- Gee, David – Greenberg, Morris: Asbestos: from “magic” to malevolent mineral. Publicerad i The Precautionary Principle in the 20th Century. Late Lessons from Early Warnings. Poul Harremoës, David Gee, Malcolm MacGarvin, Andy Stirling, Jane Keys, Brian Wynne & Sofia Guedes Vaz (Eds.), s. 49–63. London, 2002.
- Gellerman, Martin: Das FFH-Regime und die sich daraus ergebenden Umsetzungsverpflichtungen. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 5/2001, s. 500–506.
- Gellerman, Martin: Artenschutz und Eingriffsregelung. *Zeitschrift für Umweltrecht* 2/2004, s. 87–90.
- Gellerman, Martin: Natura 2000: Rechtsfragen eines im Aufbau befindlichen Schutzgebietsnetzes. *Zeitschrift für Umweltrecht* 12/2005, s. 581–585.
- Gerhold, Thomas – Weber, Martin: Verschärfung von Immissionswerten durch EG-Richtlinien und ihre Folgen. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 10/2000, s. 1138–1140.
- Gerzsenyi, Gabriella: Adaptation of Industrial Plants to Best Available Technology. *Journal for European Environmental & Planning Law* Vol. 3 No. 4, 2006, s. 308–315.
- Gieseke, Paul: Wasserrecht und Wasserwirtschaft. *Zeitschrift für Wasserrecht* 1/1964, s. 1–21.
- Ginzky, Harald: Grundwasserschutz zwischen gestern und morgen – neue Werte braucht das Land. [Grundwasserschutz zwischen gestern und morgen] *Zeitschrift für Umweltrecht* 6/2005, s. 291–297.
- Gipperth, Lena: Miljö kvalitetsnormer. En rättsvetenskaplig studie i regelteknik för operationalisering av miljömål. Uppsala, 1999.
- Gipperth, Lena: Ramdirektivet för vatten – ett framsteg för skyddet av unionens vattenresurser? [Ramdirektivet för vatten] Publicerad i Fågelperspektiv på rättsordningen. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 467–489. Uppsala, 2001.
- Goodpaster, Kenneth E.: On Being Morally Considerable. *The Journal of Philosophy* Vol. LXXV No. 6, 1978, s. 308–325.
- Gouldson, Andrew – Murphy, Joseph: Regulatory Realities. The Implementation and Impact of Industrial Environmental Regulation. [Regulatory Realities] London, 1998.
- Grimeaud, David: Reforming EU Water Law: Towards Sustainability? [Reforming EU Water Law] *European Environmental Law Review* Vol. 10 No. 2, 3 och 4, 2001, s. 41–51, 88–97 och 125–135.
- Groß, Thomas: Die Alternativprüfung in der Umweltverträglichkeitsprüfung. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 5/2001, s. 513–519.
- Gunnerstad, Anneli: God miljö – en mänsklig rättighet? *Svensk Juristtidning* 2/1995, s. 112–123.
- Guyot, Yves: La Police. Paris, 1884.
- Haataja, Kyösti: Maa- ja vesioikeudellisia tutkielmia. Helsinki, 1943.
- Haataja, Kyösti: Jord- och vattenrätten samt skogs- och lantbrukslagstiftningen. [Jord- och vattenrätten] Helsingfors, 1947.
- Haataja, Kyösti: Vesioikeus II. Porvoo, 1955.
- Habermas, Jürgen: Faktizität und Geltung. Beiträge zur Diskurstheorie des Rechts und des demokratischen Rechtsstaats. [Faktizität und Geltung] Frankfurt am Main, 1992.
- Halama, Günter: Die FFH-Richtlinie – unmittelbare Auswirkungen auf das Planungs- und Zulassungsrecht. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 5/2001, s. 506–513.
- Hallberg, Pekka m.fl.: Uusi maankäyttö- ja rakennuslaki. Helsinki, 2000.
- Hansmann, Klaus: Rechtsprobleme bei der Bewertung von Geruchsimmissionen. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 11/1999, s. 1158–1165.
- Hansmann, Klaus: Die neue TA Luft. Publicerad i Gesellschaft für Umweltrecht. Dokumentation zur 26. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e.V. Leipzig 2002, s. 51–84. Berlin, 2003.
- Hansmann, Klaus: Straffung und Vereinfachung des Immissionsschutzrechts. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 6/2005, s. 624–628.
- Harman, John: Environmental Regulation in the 21st Century. *Environmental Law Review* Vol. 6 No. 3, 2004, s. 141–160.
- Hart, H.L.A.: The Concept of Law. Second Edition. Oxford University Press, 1961/1994.

- Haukioja, Erkki*: Mikä on biodiversiteetin biologinen merkitys? Publicerad i Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana. Toim. Hiedanpää J. & Haila Y., s. 8–16. Turku, 1995.
- von Hayek, Friedrich August*: The Constitution of Liberty. London, 1960.
- Heck, Philipp*: Grundriß des Sachenrechts. Tübingen, 1930.
- Hendler, Reinhard*: Das Gesetz zur Einführung einer Strategischen Umweltprüfung. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 9/2005, s. 977–984.
- Hepola, Matti*: Oikeusvoimaopin transformaatio. Siviiliprosessioikeudellisen oikeusvoimaopin muuttuminen ja siirtyminen hallinto- ja ympäristöoikeuteen ympäristöluvan pysyvyyden kannalta. [Oikeusvoimaopin transformaatio] Helsinki, 2005.
- Hesse*: Zur Lehre von den nachbarrechtlichen Verhältnissen der Grundeigentümer. [Zur Lehre] Publicerad i Jahrbücher für die Dogmatik des heutigen römischen und deutschen Privatrechts. Sechster Band, s. 378–441. Jena, 1863.
- Heuser, Irene L.*: Milestones in Soil Protection in EU Environmental Law. *Journal for European Environmental & Planning Law* Vol. 3 No. 3, 2006, s. 190–203.
- Hiedanpää, Juha*: Hyvinvointi ja biodiversiteetin suojeleminen – jälkisanat. Publicerad i Biodiversiteetti ja tuotantoelämä. Toim. Juha Hiedanpää, s. 124–144. Pori, 1994.
- Hillert, Sten*: Servitut – Förmån och last. En studie över servitutsfigurens funktion och avgränsning, särskilt dess förhållande till nyttjanderätt. [Servitut] Stockholm, 1960.
- Hillyer, Ann*: What Does the Environment Need from a Permit. Publicerad i Environmental Requirements for Industrial Permitting. Vol. 2 B OECD Workshop on the Use of Best Available Technologies and Environmental Quality Objectives, Paris, 9–11 May 1996, s. 41–48. OECD, 1999.
- Holland, Mike – Foster, Dan – King, Katie*: Cost-Benefit Analysis for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe. Den Haag, 1999.
- Hollo, Erkki J.*: Pilaamiskiellon sisältö vesilain mukaan. Vammala, 1976.
- Hollo, Erkki J.*: Miljöskydd och naturvård. Systematisk skiss. [Miljöskydd och naturvård] *Tidskrift utgiven av Juridiska Föreningen i Finland* 6/1986, s. 333–346.
- Hollo, Erkki J.*: Ympäristöoikeus. Helsinki, 1991.
- Hollo, Erkki J.*: Resipienttiperiaate. Publicerad i Ympäristöoikeuden johtavat periaatteet. Suomen Ympäristöoikeustieteellisen Seuran julkaisuja 22, s. 1–22. Helsinki, 1993.
- Hollo, Erkki J.*: Ympäristönsuojelu-oikeus. Vantaa, 2001.
- Hollo, Erkki J.*: Yhteisön vesipolitiikan puitteiden direktiivi ja Suomen oikeusjärjestys – osa I. *Ympäristöjuridiikka* 2–3/2001, s. 35–48.
- Hollo, Erkki J.*: Yhteisön vesipolitiikan puitteiden direktiivi ja Suomen oikeusjärjestys – osa II: Vedet sääntelyn kohteena. *Ympäristöjuridiikka* 1/2002, s. 42–55.
- Hollo, Erkki J.*: Yhteisön vesipolitiikan puitteiden direktiivi ja Suomen oikeusjärjestys – osa III.1: Vaikutus Suomen lainsäädäntöön. *Ympäristöjuridiikka* 3–4/2002, s. 39–55.
- Hollo, Erkki J.*: Ympäristönsuojelu- ja luonnonsuojelu-oikeus. Jyväskylä, 2004.
- Hollo, Erkki J.*: Maankäyttö- ja vesioikeus. Helsinki, 2006.
- Hollo, Erkki J. – Salila, Jari*: Vesipolitiikan puitteiden direktiivin (2000/60/EY) implementointi Suomen lainsäädäntöön. Publicerad i Ympäristöoikeudellisia tutkielmia 2001. Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 34, s. 7–67. Helsinki, 2001.
- Holzwarth, Fritz*: Stand der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland und der Harmonisierungsprozess auf EU-Ebene. *Zeitschrift für Umweltrecht* 11/2005, s. 510–515.
- Howe, Charles W. – Lee, Dwight*: Priority Pollution Rights: Adapting Pollution Control to a Variable Environment. *Land Economics* Vol. 59 No. 2, 1983, s. 141–149.
- Hubold, Gerd*: Wege zu einer nachhaltigen Fischerei. *Zeitschrift für Umweltrecht* 5/2003, s. 338–342.
- Hyvönen, Veikko O.*: Maapaketti. Vammala, 1976.
- Hyvönen, Veikko O.*: Kaavoitus- ja rakentamisoikeus. Jyväskylä, 1988.
- Hyvönen, Veikko O.*: Maaomaisuuden perustuslainsuojat. Jyväskylä, 1993.
- Jaeger, Michael – Kames, Josef*: Zur Erforderlichkeit der Prüfung von Alternativstandorten im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung (unter besonderer Berücksichtigung der Planung von Abfallentsorgungsanlagen). [Zur Erforderlichkeit der Prüfung von Alternativstandorten im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung] *Zeitschrift für Wasserrecht* 1/1992, s. 269–276.
- Jans, Jan H.*: European Environmental Law. Second revised edition. Europa Law Publishing, 2000.
- Jarass, Hans D.*: Luftqualitätsrichtlinien der EU und die Novellierung des Immissionsschutzrechts.

- Publicerad i Gesellschaft für Umweltrecht. Dokumentation zur 26. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e.V. Leipzig 2002, s. 17–50. Berlin, 2003.
- Jarass, Hans D.: Der grundrechtliche Eigentumsschutz im EU-Recht. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 10/2006, s. 1089–1095.
- Jareborg, Nils: Rättsdogmatik som vetenskap. *Svensk Juristtidning* 1/2004, s. 1–10.
- Jensen, Claus Haagen: Miljøbeskyttelse. Publicerad i Dansk miljøret. Bind III. Miljøvern. Hovredaktion W.E.v.Eyben, s. 7–169. København, 1977.
- von Jhering, Rudolph: Zur Lehre von den Beschränkungen des Grundeigentümers im Interesse der Nachbarn. [Beschränkungen] Publicerad i Jahrbücher für die Dogmatik des heutigen römischen und deutschen Privatrechts. Sechster Band, s. 81–130. Jena, 1863.
- Jochum, Heike: Neues zum europäischen Bodenschutz- und Abfallrecht. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 2/2005, s. 140–144.
- Junnila, Jaana: Nitraattidirektiivin täytäntöönpano Suomessa. Publicerad i Ympäristöoikeudellisia tutkimuksia 1997, s. 221–329. Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisu 28. Mikkeli, 1997.
- Jörissen, J. – Coenen, R.: The EEC directive on EIA and its implementation in the EC Member States. Publicerad i Environmental Impact Assessment. Volume 1. Edited by A. G. Colombo, s. 1–14. Dordrecht, 1992.
- Kallio, Pasi: Suoitusuojelutason luonnonsuojelu-oikeudessa. Helsinki, 2001.
- Kallio, Pasi: Terve, ja kiitos simpukoista – luontodirektiivin 6 artiklan tulkintaa EY-tuomioistuimen ratkaisun C-127/02 valossa. [Terve, ja kiitos simpukoista] *Ympäristöjuridiikka* 1/2006, s. 7–33.
- Kalliola, Reino: Ihminen muuttuvassa ympäristössä. Publicerad i Ihminen ja ympäristö, s. 195–210. Porvoo, 1971.
- Kant, Immanuel: Die Metaphysik der Sitten. 9. Auflage. Herausgeben von Wilhelm Weischedel. Frankfurt am Main, 1991.
- Kelsen, Hans: Reine Rechtslehre. Zweite Auflage 1960. Unveränderter Nachdruck 1983. Wien, 1960/1983.
- Kelsen, Hans: Allgemeine Theorie der Normen. Im Auftrag des Hans-Kelsen-Instituts aus dem Nachlaß herausgegeben von Kurt Ringhofer und Robert Walter. [Allgemeine Theorie der Normen] Wien, 1979.
- Kennett, Steven A. – Wenig, Michael M.: Alberta's oil and gas boom fuels land-use conflicts – But should the EUB be taking the heat? [Alberta's oil and gas boom] *Resources No. 91*, 2005, s. 1–8.
- Kiss, Alexandre: Commentary and Conclusions. Publicerad i Commitment and Compliance. The Role of Non-Binding Norms in the International Legal System. Edited by Dinah Shelton, s. 223–242. Oxford, 2000.
- Kiss, Alexandre – Shelton, Dinah: International Environmental Law. Second Edition. New York, 2000.
- Klami, Hannu-Tapani: Näkökohtia ympäristöoikeudesta tieteenalana. *Ympäristöjuridiikka* 1–2/1986, s. 72–78.
- Kleindienst, Bernhard: Der privatrechtliche Immissionsschutz nach § 906 BGB. Tübingen, 1964.
- Klinger, Remo – Löwenberg, Fabian: Rechtsanspruch auf saubere Luft? Die rechtliche Durchsetzung der Luftqualitätsstandards der 22. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz am Beispiel der Grenzwerte für Feinstaub. [Rechtsanspruch auf saubere Luft?] *Zeitschrift für Umweltrecht* 4/2005, s. 169–176.
- Knopp, Günther-Michael: Wiedergutmachung ökologischer Schäden nach § 22 WHG. *Zeitschrift für Wasserrecht* 2/1988, s. 261–269.
- Knopp, Günther: Die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie aus der Sicht der Länder. *Zeitschrift für Wasserrecht* 1/2003, s. 1–16.
- KM 1970:B 118: Vesiensuojelun ja vesihuollon rahoituskomitean mietintö I. Helsinki, 1970.
- Koch, Hans-Joachim: Aktuelle Probleme des Lärmschutzes. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 5/2000, s. 490–501.
- Koivurova, Timo: Environmental Impact Assessment in the Arctic. A study of international legal norms. [Environmental Impact Assessment in the Arctic] Cornwall, 2002.
- Kokko, Kai: Biodiversiteettiä turvaavat oikeudelliset periaatteet ja mekanismit. Jyväskylä, 2003.
- KOM(2000) 1 slutlig Meddelande från kommissionen om försiktighetsprincipen
- KOM(2001) 264 slutlig Meddelande från kommissionen. Hållbar utveckling i Europa för en bättre värld: En strategi för hållbar utveckling i Europeiska unionen (Kommissionens förslag till Europeiska rådet i Göteborg)

- KOM(2001) 581 slutlig Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om ett system för handel med utsläppsrätter för växthusgas inom gemenskapen och om ändring av rådets direktiv 96/61/EG
- KOM(2002) 394 slutlig Meddelande från kommissionen till rådet och Europaparlamentet. Halvtidsöversyn av den gemensamma jordbrukspolitik
- KOM(2003) 354 slutlig Meddelande från kommissionen till rådet, Europaparlamentet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén och regionkommittén. Vägen till hållbar produktion – Framstegen i genomförandet av rådets direktiv 96/61/EG om samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar
- KOM(2005) 446 slutlig Meddelande från kommissionen till rådet och parlamentet. Tematisk strategi för luftförorening
- KOM(2005) 447 slutlig Förslag till europaparlamentets och rådets direktiv om luftkvalitet och renare luft i Europa
- KOM(2005) 505 slutlig Förslag till europaparlamentets och rådets direktiv om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Direktiv om en marin strategi)
- KOM(2005) 718 slutlig Meddelande från kommissionen till rådet och parlamentet om Den temainriktade strategin för stadsmiljön
- KOM(2006) 231 slutlig Meddelande från Kommissionen till Rådet, Europaparlamentet, europeiska ekonomiska och sociala kommittén och regionkommittén. En temainriktad strategi för markskydd
- KOM(2006) 232 slutlig Förslag till europaparlamentets och rådets direktiv om inrättande av rambestämmelser för markskydd och om ändring av direktiv 2004/35/EG
- Kommittébetänkande 1996 Ymparistölupatoimikunnan ja ymparistöoikeustoimikunnan mietinnöt. Espainos. Helsinki, 1996.
- Koskeniemi, Martti: From Apology to Utopia. The Structure of International Legal Argument. [From Apology to Utopia] Jyväskylä, 1989.
- Krämer, Ludwig: The Polluter-pays Principle in Community Law. The Interpretation of Article 130R of the EEC Treaty. [The Polluter-pays Principle in Community Law] Publicerad i Focus on European Environmental Law, s. 244–263. London, 1992.
- Krämer, Ludwig: Differentiation in EU Environmental Policy. *European Environmental Law Review* Vol. 9 No. 5, 2000, s. 133–140.
- Krämer, Ludwig: EC Environmental Law. Fifth Edition. London, 2003.
- Kulovesi, Kati: Cautious about Precaution: Recent Judicial Practice concerning the Status of Precautionary Principle in International Law. [Cautious about Precaution] *Ymparistöjuridiikka* 2/2002, s. 8–27.
- Kultalahti, Jukka: Omaisuuensuoja ymparistönsuojelussa. Jyväskylä, 1990.
- Kumpula, Anne – Määttä, Tapio: Ekologia, yhteiskunta ja oikeus: Konstruktionistinen tulkinta luonnontieteellisen tiedon ja oikeuden suhteesta. [Ekologia, yhteiskunta ja oikeus] Publicerad i Oikeuden tuolla puolen (toim. Kaijus Ervasti, Nina Meincke), s. 207–234. Helsinki, 2002.
- Kuokkanen, Tuomas: International Law and the Environment: Variations on a Theme. [International Law and the Environment] Vantaa, 2000.
- Kuusiniemi, Kari: Kaavoitus ja immissiot. Publicerad i Oikeustiede – Jurisprudentia 1989, s. 105–150.
- Kuusiniemi, Kari: Ymparistönsuojelu ja immissioajattelu. Helsinki, 1992.
- Kuusiniemi, Kari: Environmental Standards and Pollution Control Law. Publicerad i North European Environmental Law (ed. Erkki J. Hollo – Kari Marttinen). Publications of the Finnish Society of Environmental Law 25, s. 239–261. Helsinki, 1995.
- Kuusiniemi, Kari: Kaavoitus ja ymparistönsuojelu. *Ymparistöjuridiikka* 3–4/1992, s. 13–31.
- Kuusiniemi, Kari: Perusoikeudet ja biodiversiteetin suojelu. Publicerad i Ymparistöoikeudellisia tutkielmia 1998. Suomen ymparistöoikeustieteen seuran julkaisuja 30, s. 7–124. Helsinki, 1998.
- Kuusiniemi, Kari: Natura 2000-verkoston oikeusvaikutukset. *Ymparistöjuridiikka* 2–3/2000, s. 10–50.
- Kuusiniemi, Kari: Biodiversiteetin suojelu ja oikeusjärjestyksen ristiriidat. Publicerad i Oikeustiede – Jurisprudentia 2001, s. 155–306.
- Kuusiniemi, Kari: Hållbar utveckling, biologisk mångfald och kontraproduktivitet. Publicerad i Fågelperspektiv på rättsordningen. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 353–373. Uppsala, 2001.
- Kuusiniemi, Kari: Natura 2000 och planläggning. *Tidskrift utgiven av Juridiska Föreningen i Finland* 4/2001, s. 334–356.
- Köck, Wolfgang: Der Kohärenzausgleich für Eingriffe in FFH-Gebiete. Rechtliche Anforderungen

- und konzeptionelle Überlegungen. [Der Kohärenzausgleich für Eingriffe in FFH-Gebiete] *Zeitschrift für Umweltrecht* 10/2005, s. 466–470.
- Laakso, Seppo*: Oikeudellisesta sääntelystä ja päätöksenteosta. Helsinki, 1990.
- Ladeur, Karl-Heinz*: The introduction of the precautionary principle into EU law: A pyrrhic victory for environmental and public health law? Decision-making under conditions of complexity in multi-level political systems. [The introduction of the precautionary principle into EU law] *Common Market Law Review* Vol. 40 No. 6, 2003, s. 1455–1479.
- Lange, Bettina*: From Boundary Drawing to Transitions: the Creation of Normativity under the EU Directive on Integrated Pollution Prevention and Control. [From Boundary Drawing to Transitions] *European Law Journal* Vol. 8 No. 2, 2002, s. 246–268.
- Larva, Otto m.fl.*: Rakennuslaki- ja asetus. Neljäs uudistettu painos. Jyväskylä, 1992.
- Lauterpacht, Hersch*: The Development of International Law by the International Court. Cambridge, 1982.
- Lauterpacht, Hersch*: The Function of Law in the International Community. Hamden, 1966.
- Lauterpacht, Hersch*: Private Law Sources and Analogies of International Law. With Special Reference to International Arbitration. [Private Law Sources and Analogies of International Law] Archon Books, 1970.
- Le Clère, Marcel*: Histoire de la police. Paris, 1957.
- Leopold, Aldo*: A Sand County Almanac and Sketches here and there. Oxford University Press, New York, 1949. (Paperback 1968)
- LIFE Focus*: Industrial pollution, European solutions: clean technologies. LIFE and the Directive on integrated pollution prevention and control (IPPC Directive). [Industrial pollution, European solutions: clean technologies] Luxembourg, 2003.
- Ljungman, Seve*: Om skada och olägenhet från grannfastighet. Ett bidrag till läran om immissionernas rättsliga behandling. [Om skada och olägenhet] Uppsala, 1943.
- Louis, Hans Walter – Wehrich, Dietmar*: Das Verhältnis der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung zu den speziellen Artenschutzregelungen der FFH- und der Vogelschutzrichtlinie. *Zeitschrift für Umweltrecht* 6/2003, s. 385–389.
- Lübbe-Wolff, Gertrude*: IVU-Richtlinie und Europäisches Vorsorgeprinzip. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 8/1998, s. 777–785.
- Lübbe-Wolff, Gertrude*: Efficient Environmental Legislation – On Different Philosophies of Pollution Control in Europe. *Journal of Environmental Law* Vol. 13 No. 1, 2001, s. 79–87.
- Lübbe-Wolff, Gertrude*: Instrumente des Umweltrechts – Leistungsfähigkeit und Leistungsgrenzen. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 5/2001, s. 481–493.
- Lühle, Stefan*: Nachbarschutz gegen Windenergieanlagen. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 9/1998, s. 897–903.
- MacCormick, Neil*: Questioning Sovereignty. Law, State and Nation in the European Commonwealth. [Questioning Sovereignty] Oxford University Press, 1999.
- MacCormick, Neil*: Rhetoric and the Rule of Law. Oxford University Press, 2005.
- MacCormick, Neil – Weinberger, Ota*: An Institutional Theory of Law. New Approaches to Legal Positivism. [An Institutional Theory of Law] Dordrecht, 1986.
- MacGarvin, Malcolm*: Fisheries: taking stock. Publicerad i The Precautionary Principle in the 20th Century. Late Lessons from Early Warnings. Poul Harremoës, David Gee, Malcolm MacGarvin, Andy Stirling, Jane Keys, Brian Wynne & Sofia Guedes Vaz (Eds.), s. 10–25. London, 2002.
- Machin, Graham*: Protecting Bird Habitat of European Importance – the View from Basse-Corbières. *Environmental Law Review* Vol. 6 No. 3, 2004, s. 174–189.
- Macrory, R.*: Integrated Prevention and Pollution Control: the UK Experience. Publicerad i Integrated Pollution Prevention and Control. The EC Directive from a Comparative Legal and Economic Perspective. Chris Backes & Gerrit Betlem (Eds.), s. 53–64. London, 1999.
- Mahmoudi, Said*: The EC Court Practice Relating to Environmental Impact Assessment. Publicerad i Fågelperspektiv på rättsordningen. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 491–504. Uppsala, 2001.
- Mahmoudi, Said*: EU:s miljö rätt. Andra upplagan. Stockholm, 2003.
- Mahmoudi, Said – Rubenson, Stefan*: Miljö rättens grunder. Svenska och europeiska regler i ett internationellt perspektiv. [Miljö rättens grunder] Stockholm, 2004.
- Maier, Hans*: Die ältere deutsche Staats- und Verwaltungslehre. 2., neubearbeitete und ergänzte Auflage. München, 1980.
- Makkonen, Kaarle*: Luontoja yleisestä oikeustieteestä. Helsinki, 1998.

- Makkonen, Olli: Miten ihminen on muuttanut luontoa. Publicerad i Ihminen ja ympäristö, s. 43–59. Porvoo, 1971.
- Masera, M. – Colombo, A. G.: Contents and phases of an EIA study. Publicerad i Environmental Impact Assessment. Volume 1. Edited by A. G. Colombo, s. 53–77. Dordrecht, 1992.
- Michanek, Gabriel: Energirätt. En undersökning från mark- och miljörättslig utgångspunkt med särskild inriktning på frågor om energihushållning. [Energirätt] Uppsala, 1990.
- Michanek, Gabriel: Att väga säkert och vikten av att säkra. Publicerad i Fågelperspektiv på rättsordningen. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 69–91. Uppsala, 2001.
- Michanek, Gabriel – Zetterberg, Charlotta: Den svenska miljörätten. Uppsala, 2004.
- Mikola, Peitsa: Ympäristön pilaantumisen. Publicerad i Ihminen ja ympäristö, s. 61–84. Porvoo, 1971.
- MiUB 21/2004 Regeringens proposition med förslag till lag om vattenvårdsförvaltning, lag om ändring av miljöskyddslagen och lag om ändring av vattenlagen samt godkännande av protokollet om vatten och hälsa till 1992 års konvention om skydd och användning av gränsöverskridande vattendrag och internationella sjöar och lag om sättande i kraft av dess bestämmelser som hör till området för lagstiftningen
- Molnar, Héctor Rodríguez: Integrated Pollution Prevention and Control. *Environmental Policy and Law* Vol. 32 No. 6, 2002, s. 265–269.
- Montgomery, W. David: Markets in Licenses and Efficient Pollution Control. *Journal of Economic Theory* Vol. 5 No. 3, 1972, s. 395–418.
- Moore, Curtis – Miller, Alan: Green Gold. Japan, Germany, the United States, and the Race for Environmental Technology. [Green Gold] Boston, 1994.
- Määttä, Kalle: Oikeustaloustieteellinen näkökulma ympäristönsuojeluun. *Ympäristöjuridiikka* 2/1999, s. 17–31.
- Määttä, Tapio: Maanomistusoikeus. Tutkimus omistusoikeusparadigmoista maaomaisuuden käytön ympäristöoikeudellisen sääntelyn näkökulmasta. [Maanomistusoikeus] Jyväskylä, 1999.
- Määttä, Tapio: Biodiversiteetti oikeudellisena kategoriana: Näkökulmia ja tulkintoja. [Biodiversiteetti oikeudellisena kategoriana] Publicerad i Oikeustiede – Jurisprudentia 2001, s. 307–373.
- Määttä, Tapio: Soft law kansallisen oikeuden oikeuslähteenä. Tutkimus oikeudellisen ratkaisun normipremissin muodostamisen perusteista ympäristöoikeudessa. [Soft law kansallisen oikeuden oikeuslähteenä] Publicerad i Oikeustiede – Jurisprudentia 2005, s. 341–452.
- Nilsson, Annika: Att byta ut skadliga kemikalier. Substitutionsprincipen – en miljörättslig analys. [Att byta ut skadliga kemikalier] Göteborg, 1997.
- Nilsson, Annika: Man skall vara försiktig. Publicerad i Fågelperspektiv på rättsordningen. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 407–423. Uppsala, 2001.
- NJMF 1878 se *Forhandlingar*.
- Nordberg, Eero: Agriculture and the Polluter Pays Principle in Finnish Law. Especially Concerning Legal Aspects of Water Protection against Diffuse Pollution. [Agriculture and the Polluter Pays Principle in Finnish Law] Publicerad i Finnish Legal System and Recent Development. Erkki J. Hollo (ed.), s. 134–176. Helsinki, 2006.
- Nordberg, Lauri: Ajankohtaisia luontodirektiivin 6 artiklan tulkintakysymyksiä. *Ympäristöjuridiikka* 1/2006, s. 87–97.
- Næss, Arne: Ekologi, samhälle och livsstil. Utkast till en ekosofi. [Ekologi, samhälle och livsstil] Stockholm, 1981.
- O’Connell, Mary Ellen: The Role of Soft Law in a Global Order. Publicerad i Commitment and Compliance. The Role of Non-Binding Norms in the International Legal System. Edited by Dinah Shelton, s. 100–114. Oxford, 2000.
- OECD C(72)12: Recommendation of the Council on Guiding Principles Concerning International Economic Aspects of Environmental Policies.
- OECD C(74)223: Recommendation of the Council on the Implementation of the Polluter-Pays Principle.
- OECD: The Polluter Pays Principle. Definition Analysis Implementation. [The Polluter Pays Principle] Paris, 1975.
- OECD: Environmental Requirements for Industrial Permitting. Vol. 1 B Approaches and Instruments. OECD, 1999.
- Oksanen, Markku: Biodiversiteetin suojelun filosofiasta. Publicerad i Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana. Toim. Hiedanpää J. & Haila Y., s. 33–45. Turku, 1995.

- Olazábal, Claudia: Overview of the Development of EU Soil Policy: towards a EU Thematic Strategy for Soil Protection. [Overview of the Development of EU Soil Policy] *Journal for European Environmental & Planning Law* Vol. 3 No. 3, 2006, s. 184–189.
- O’Riordan, Timothy – Cameron, James: The History and Contemporary Significance of the Precautionary Principle. Publicerad i *Interpreting the Precautionary Principle*. Edited by Tim O’Riordan and James Cameron, s. 12–30. London, 1994.
- Orrego Vicuña, Francisco: From the 1893 Bering Sea Fur-Seals Case to the 1999 Southern Bluefin Tuna Cases: A Century of Efforts at Conservation of the Living Resources of the High Seas [A Century of Efforts at Conservation of the Living Resources of the High Seas] Publicerad i *Yearbook of International Environmental Law*. Volume 10 [1999], s. 40–47. New York, 2000.
- Ortscheid, Jens – Wende, Heidemarie: Lärm – Erfassung und Bewertung. *Zeitschrift für Umweltrecht* 1/2002, s. 185–189.
- Palerm, Juan: The Habitats Directive as an Instrument to Achieve Sustainability? An Analysis through the Case of the Rotterdam Mainport Development Project. [The Habitats Directive as an Instrument to Achieve Sustainability?] *European Environment* Vol. 16 No. 3, 2006, s. 127–138.
- Pallemaerts, Marc: The Proposed IPPC Directive: Re-Regulation or De-Regulation. *European Environmental Law Review* Vol. 5 No. 6, 1996, s. 174–179.
- Pallemaerts, Marc: Toxics and Transnational Law: International and European Regulation of Toxic Substances as Legal Symbolism. [Toxics and Transnational Law] Oxford, 2003.
- Pappila, Minna: Avainbiotooppien suojeluun liittyviä kysymyksiä. *Ympäristöjuridiikka* 1/1999, s. 31–62.
- Peczenik, Aleksander: Vad är rätt? Om demokrati, rättssäkerhet, etik och juridisk argumentation. Göteborg, 1995.
- Peine, Franz-Joseph: Rechtsfragen der Gewässerrenaturierung. *Zeitschrift für Wasserrecht* 4/1993, s. 189–203.
- Pellini, Tiago – Morris, Joe: IPPC and Intensive Pig Production in England and Wales: Compliance Costs, Emission Abatement and Affordability. *European Environment* Vol. 12 No. 6, 2002, s. 332–347.
- Perelman, Chaïm : The Realm of Rhetoric. Translated by William Kluback. London, 1982.
- Perelman, Chaïm – Olbrechts-Tyteca L.: The New Rhetoric. A Treatise on Argumentation. First paperback edition. [The New Rhetoric] Notre Dame, 1971.
- Peters, J. A.: Environmental Framework Directives of the European Union – Ideas on Coherence and Suggestions for a Logical Basic Structure. [Environmental Framework Directives of the European Union] Publicerad i *Integrated Pollution Prevention and Control. The EC Directive from a Comparative Legal and Economic Perspective*. Chris Backes & Gerrit Betlem (Eds.), s. 11–22. London, 1999.
- Philipp-Gerlach, Ursula – Hensel, Joy: Der Gesetzesentwurf der Bundesregierung zur Umsetzung der EG-Richtlinie über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm. *Zeitschrift für Umweltrecht* 6/2004, s. 329–334.
- Pietilä, Jorma: Vesioikeus. Vammala, 1973.
- Prieur, Michel: Droit de l’environnement. 4^e édition. Paris, 2001.
- Prop. 1997/98:45: Miljöbalk, del I–III.
- Ranta, Jouni: Varautumisperiaate ympäristöoikeudessa. Saarijärvi, 2001.
- Rawls, John: A Theory of Justice. Oxford University Press paperback, 1973.
- Raz, Joseph: The Authority of Law. Essays on Law and Morality. Oxford, 1979.
- Raz, Joseph: Ethics in the Public Domain. Essays in the Morality of Law and Politics. [Ethics in the Public Domain] Oxford, 1994.
- Regan, Tom: Animal Rights, Human Wrongs. *Environmental Ethics* Vol. 2 No. 2, 1980, s. 99–120.
- Regan, Tom: The Case for Animal Rights. University of California Press Berkeley and Los Angeles, 1983.
- Rehbinder, Eckard: The precautionary principle and the principle of sustainability: Their contents, scope of application and interrelationship. [The precautionary principle and the principle of sustainability] *Ympäristöjuridiikka* 3–4/1995, s. 13–30.
- Rehbinder, Eckard: Obstacles to national implementation of the Convention on Biological Diversity. Publicerad i *Fågelperspektiv på rätten*. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 375–385. Uppsala, 2001.
- Rehbinder, Eckard: Das deutsche Umweltrecht auf dem Weg zur Nachhaltigkeit. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 6/2002, s. 657–666.

- Rey, Jean: Aspects juridiques et politiques de l'élargissement de la Communauté Économique Européenne. Publicerad i The International Law Association. Report of the Fiftieth Conference held at Brussels. August 19th to August 26th, 1962, s. 13–30. ILA, 1963.
- Revesz, Richard L.: Federalism and environmental regulation: an overview. Publicerad i Environmental Law, the Economy and Sustainable Development. The United States, the European Union and the International Community. Edited by Richard L. Revesz, Philippe Sands and Richard B. Stewart, s. 37–79. Cambridge, 2000.
- van Rijswick, H.F.M.W: Consequences of the new Groundwater Directive for Infiltration for the Purpose of the Drinking-Water Supply. [The New Groundwater Directive] *European Environmental Law Review Vol. 13 No. 12*, 2004, s. 327–334.
- Rodgers Jr., William H.: Handbook on Environmental Law. St. Paul, Minn., 1977.
- Roßnagel, Alexander: Lernfähiges Europarecht – am Beispiel des europäischen Umweltrechts. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 2/1997, s. 122–127.
- Rolston III, Holmes: Environmental Ethics. Duties to and Values in the Natural World. Temple University Press, Philadelphia, 1988.
- Ross, Alf: Tù-Tù. *Harvard Law Review Vol. 70*, 1956–1957, s. 812–825.
- RP 79/1996: Regeringens proposition till Riksdagen med förslag till revidering av naturvårdslagstiftningen
- RP 101/1998: Regeringens proposition till Riksdagen med förslag till reform av byggnadslagstiftningen
- RP 236/1998: Regeringens proposition till Riksdagen med förslag till lag om ändring av naturvårdslagen och lagen om enskilda vägar
- RP 84/1999: Regeringens proposition till Riksdagen med förslag till revidering av miljöskydds- och vattenlagstiftningen
- RP 76/2003: Regeringens proposition till Riksdagen med förslag till lag om ändring av naturvårdslagen
- RP 49/2004: Regeringens proposition till Riksdagen med förslag till lag om utsläppshandel samt lag om ändring av 43 § miljöskyddslagen och 1 § lagen om Energimarknadsverket
- RP 120/2004: Regeringens proposition till Riksdagen med förslag till lag om vattenvårdsförvaltning, lag om ändring av miljöskyddslagen och lag om ändring av vattenlagen samt godkännande av protokollet om vatten och hälsa till 1992 års konvention om skydd och användning av gränsöverskridande vattendrag och internationella sjöar och lag om sättande i kraft av dess bestämmelser som hör till området för lagstiftningen
- RP 243/2004: Regeringens proposition till Riksdagen med förslag till lagstiftning om bedömning av miljökonsekvenserna av planer och program samt lag om sättande i kraft av de bestämmelser som hör till området för lagstiftningen i protokollet om strategiska miljöbedömningar
- Saastamoinen, Salla: Ympäristövaikutusten arviointi. Tutkimus EY:n direktiivin 85/337 ”Tiettyjen julkisten ja yksityisten hankkeiden ympäristövaikutusten arvioinnista” Suomen maankäytön ohjausjärjestelmälle asettamista vaatimuksista. II osa tutkimushankkeesta ”Suomen maankäytön ohjaus yhdenmisyssä Euroopassa”. [Ympäristövaikutusten arviointi] Espoo, 1993.
- de Sadeleer, Nicolas: Environmental Principles. From Political Slogans to Legal Rules. [Environmental Principles] Oxford University Press, 2002.
- de Sadeleer, Nicolas: The Precautionary Principle in EC Health and Environmental Law. *European Law Journal Vol. 12 No. 2*, 2006, s. 139–172.
- de Sadeleer, Nicolas – Born, Charles-Hubert: Droit international et communautaire de la biodiversité. Éditions Dalloz, 2004.
- Sainio, Viljo: Elinkeino toiminnan harjoittamisesta johtuvat suhteet naapureihin Suomen yksityisoikeuden mukaan. Tampereen Kirjapaino-Osakeyhtiön Kirjapaino, 1929.
- Salila, Jari: Metsäalueen oikeudellisesta asemasta. Vammala, 2005.
- Sander, Eberhard: Ein eigener Stand der Technik im Wasserrecht? Anmerkungen zu dem geänderten § 7 a WHG. [Ein eigener Stand der Technik im Wasserrecht?] *Zeitschrift für Wasserrecht* 3/1998, s. 405–411.
- Sandvik, Björn: Miljöskadeansvar. En skadeståndsrättslig studie med särskild hänsyn till ansvarsmotiv, miljöskadebegreppet och ersättning för skada på miljön. Åbo, 2002.
- Scheuing, Dieter H.: Instrumente zur Durchführung des Europäischen Umweltrechts. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 5/1999, s. 475–485.
- Schink, Alexander: Umweltprüfung für Pläne und Programme. Anwendungsbereich der SUP-

- Richtlinie und Umsetzung in Deutsches Recht. [Umweltprüfung für Pläne und Programme] *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 6/2005, s. 615–624.
- Schlüter, Jochen*: Grundwasserförderung und naturschutzrechtliche Eingriffsregelungen. *Zeitschrift für Wasserrecht* 1/2003, s. 17–35.
- Schmalholz, Michael*: Die EU-Wasserrahmenrichtlinie – ”Der Schweizer Käse” im europäischen Gewässerschutz? [Die EU-Wasserrahmenrichtlinie] *Zeitschrift für Wasserrecht* 2/2001, s. 69–102.
- Schmidt-Preuß, Matthias*: Integrative Anforderungen an das Verfahren der Vorhabenzulassung – Anwendung und Umsetzung der IVU-Richtlinie. [Integrative Anforderungen an das Verfahren der Vorhabenzulassung] *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 3/2000, s. 252–260.
- Schulte, Hans*: Grundwasser und Nachbarrecht. *Zeitschrift für Wasserrecht* 3/1979, s. 133–137.
- Searle, John R.*: Speech Acts. An Essay in the Philosophy of Languages. [Speech Acts] Cambridge, 1969.
- Searle, John R.*: Expression and Meaning. Studies in the Theory of Speech Acts. [Expression and Meaning] Cambridge University Press, 1979.
- Searle, John R.*: The Construction of Social Reality. London, 1995.
- Seppälä, Mika*: Vesienhoitosuunnitelmien huomioon ottaminen ympäristönsuojelulain ja vesilain mukaisessa lupaharkinnassa. [Vesienhoitosuunnitelmien huomioon ottaminen] *Ympäristöjuriidikka* 3–4/2004, s. 91–103.
- Serlachius, Julian*: Sakrätten. Enligt gällande finsk rätt. Tredje upplagan. [Sakrätten] Helsingfors, 1916.
- Shelton, Dinah*: Law, Non-Law and the Problem of ‘Soft Law’. Publicerad i Commitment and Compliance. The Role of Non-Binding Norms in the International Legal System. Edited by Dinah Shelton, s. 1–18. Oxford, 2000.
- Siltala, Raimo*: Oikeustieteen tieteenteoria. Vammala, 2003.
- Siltala, Raimo*: Oikeudellinen tulkintateoria. Jyväskylä, 2004.
- Silvo, Kimmo m.fl.*: Best Available Techniques (BAT) in the Finnish Pulp and Paper Industry – a Critical Review. *European Environment* Vol. 15 No. 3, 2005, s. 175–191.
- Similä, Jukka*: Luonnonsuojelulaki. Jyväskylä 1997.
- Singer, Peter*: Animal Liberation. *The New York Review of Books* Vol. XX No. 5, April 5, 1973, s. 17–21.
- Singer, Peter*: Animal Liberation. Second Edition. New York, 1990.
- Slater, David*: Achieving the Best for the Environment and for the Future. Publicerad i Environmental Requirements for Industrial Permitting. Vol. 2 B OECD Workshop on the Use of Best Available Technologies and Environmental Quality Objectives, Paris, 9–11 May 1996, s. 25–30. OECD, 1999.
- Smith, Barry*: Towards a history of speech act theory. Publicerad i Speech Acts, Meaning and Intentions. Critical Approaches to the Philosophy of John R. Searle. Edited by Armin Burkhardt, s. 29–61. Berlin, 1990.
- Soikkeli, Lauri*: Luottamuksensuoja verotuksessa. Vantaa, 2003.
- Somsen, Han*: Case C-355/90, Commission v. Spain, (Directive 79/409, wild birds, classification of special protection areas) 2 August 1993. *European Environmental Law Review* Vol. 2 No. 10, 1993, s. 268–274.
- Spangenberg*: Einige Bemerkungen über das Nachbarrecht. *Archiv für die Civilistische Praxis Neunter Band*, 1826, s. 265–272.
- SRb 30.11.2000*: Statsrådets beslut om riksomfattande mål för områdesanvändningen. Publicerad i Markanvändnings- och bygglagen 2000. Handledning 5. Helsingfors, 2001.
- Stewart, Richard B.*: Introduction: environmental regulation in multi-jurisdictional regimes. Publicerad i Environmental Law, the Economy and Sustainable Development. The United States, the European Union and the International Community. Edited by Richard L. Revesz, Philippe Sands and Richard B. Stewart, s. 1–33. Cambridge, 2000.
- Stolleis, Michael*: Geschichte des öffentlichen Rechts in Deutschland. Erster Band. Reichspublizistik und Policywissenschaft 1600–1800. [Geschichte des öffentlichen Rechts in Deutschland I] München, 1988.
- Stolleis, Michael*: Geschichte des öffentlichen Rechts in Deutschland. Zweiter Band. Staatsrechtslehre und Verwaltungswissenschaft 1800–1914. [Geschichte des öffentlichen Rechts in Deutschland II] München, 1992.
- Stone, Christopher D.*: Should Trees Have Standing? and other essays on law, morals and the environment. [Should Trees Have Standing?] Oceana Publications [New York], 1996.

- Suvantola, Leila: Lupa tappaa – poikkeaminen luonnonsuojelulain säännöksistä. *Defensor Legis* 4/2003, s. 668–696.
- Suvantola, Leila: Vaaran vyöhykkeellä – Luonnonsuojelun ja ympäristönkäytön konkurensista. Publicerad i Oikeustiede – Jurisprudencia 2004, s. 433–509.
- Suvantola, Leila: Kuoleman katse – ympäristönkäytön luontovaikutusten selvittämismahdollisuus. *Lakimies* 4/2006, s. 560–585.
- Tarasti, Lauri: Ympäristön käyttö ja omistusoikeus. *Ympäristöjuridiikka* 1–2/1985, s. 9–14.
- Taylor, Paul W.: The Ethics of Respect for Nature. *Environmental Ethics* Vol. 3 No. 3, 1981, s. 197–218.
- Thorwarth, Klaus: Die Umweltverträglichkeitsprüfung bei der Änderung von Hochwasserschutzzeichen. *Zeitschrift für Wasserrecht* 2/1991, s. 73–86.
- Tietenberg, Tom: Tradeable Permits for Pollution Control when Emission Location Matters: What have We Learned? *Environmental and Resource Economics* Vol. 5 No. 2, 1995, s. 95–113.
- Tietenberg, Tom: Environment and Natural Resource Economics. Fourth Edition. HarperCollins College Publishers, 1996.
- Tolvanen, Jukka Pekka: Maankäytön luonnonsuojelullinen sääntely. Helsinki, 1998.
- Tolvanen, Jukka Pekka: LSL 49.1 §:n soveltamisesta – erityisesti Konikallion liito-oravaesiintymän näkökulmasta. [LSL 49.1 §:n soveltamisesta] *Ympäristöjuridiikka* 1/1999, s. 63–80.
- Tulokas, Mikko: Öljyvahingoista erityisesti aluksista aiheutuvien vahinkojen korvaamisen kannalta. [Öljyvahingoista] Vammala, 1978.
- Tuori, Kaarlo: Kriittinen oikeuspositivismi. Vantaa, 2000.
- Unnerstall, Herwig: "Sustainable Development" as a Criterion for the Interpretation of Article 6 of the Habitats Directive. *European Environment* Vol. 16 No. 2, 2006, s. 73–88.
- Ussing, Henry: Skyld og skade. Bør erstatningspligt udenfor kontraktsforhold være betinget af culpa? [Skyld og skade] København, 1914.
- Usui, Yoichiro: Evolving Environmental Norms in the European Union. *European Law Journal* Vol. 9 No. 1, 2003 s. 69–87.
- Utter, Robert: Muunnelmia varautumisesta? Muuntogeenien kansainvälisten siirtojen rajoituksista varautumisperiaatteen näkökulmasta. [Muunnelmia varautumisesta?] Publicerad i Business Law Forum 2006. 3. vuosikerta, s. 223–242. Helsinki, 2006.
- Valtion tieteellisten toimikuntien ja Suomen itsenäisyyden juhluvuoden 1967 rahasto [VTT-SITRA]: Ympäristön pilaantuminen ja sen ehkäiseminen. Sarja B no 2. Helsinki 1970.
- von Vangerow, Karl Adolph: Leitfaden für Pandekten-Vorlesungen. Zweite Auflage. Erster Band. Mahrburg und Leipzig, 1841.
- Vihervuori, Pekka: Aiheuttamisperiaate. Publicerad i Ympäristöoikeuden johtavat periaatteet. Suomen Ympäristöoikeustieteellisen Seuran julkaisuja 22, s. 23–40. Helsinki, 1993.
- Volta, G. – Servida, A.: Environmental indicators and measurement scales. Publicerad i Environmental Impact Assessment. Volume 1. Edited by A. G. Colombo, s. 181–188. Dordrecht, 1992.
- Wahl, Rainer: Materiell-integrative Anforderungen an die Vorhabenzulassung – Anwendung und Umsetzung der IVU-Richtlinie. [Materiell-integrative Anforderungen an die Vorhabenzulassung] *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 5/2000, s. 502–508.
- Warner, Frederick: What if? Versus if it ain't broke, don't fix it. Publicerad i Interpreting the Precautionary Principle. Edited by Tim O'Riordan and James Cameron, s. 102–107. London, 1994.
- Wasmeier, Martin: The Integration of Environmental Protection as a General Rule for Interpreting Community Law. *Common Market Law Review* Vol. 38 No. 1, 2001, s. 159–177.
- Wegener, Bernhard W.: Die UVP-Pflichtigkeit sog. Anhang II-Vorhaben. *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 5/1997, s. 462–465.
- Weinberger, Ota: Law, Institution and Legal Politics. Fundamental Problems of Legal Theory and Social Philosophy. [Law, Institution and Legal Politics] Dordrecht, 1991.
- Weinreich, Dirk: Integration versus Flexibilisierung der umweltrechtlichen Zulassungsverfahren: Menü oder à la carte? *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht* 10/1997, s. 949–956.
- Weiss, Edith Brown: Understanding Compliance with Soft Law. Publicerad i Commitment and Compliance. The Role of Non-Binding Norms in the International Legal System. Edited by Dinah Shelton, s. 535–553. Oxford, 2000.
- Werenberg, W.: Ueber die Collision der Rechte verschiedener Grundeigenthümer. [Ueber die Collision] Publicerad i Jahrbücher für die Dogmatik des heutigen römischen und deutschen Privatrechts. Sechster Band, s. 1–80. Jena, 1863.

- Westerlund, Staffan*: Miljöfarlig verksamhet. Rättstekniska studier av de centrala tillåtlighetsreglerna i miljöskyddslagen på grundval av teori och praxis. [Miljöfarlig verksamhet] Lund, 1975.
- Westerlund, Staffan*: Naturvård och pågående markanvändning. En undersökning av naturvårdslagens ersättningsregler. [Naturvård och pågående markanvändning] Stockholm, 1980.
- Westerlund, Staffan*: Rätt och miljö. Lund, 1988.
- Westerlund, Staffan*: En hållbar rättsordning. Rättsvetenskapliga paradigm och tankevändor. [En hållbar rättsordning] Uppsala, 1997.
- Westerlund, Staffan*: Where would Mankind stand without land. Publicerad i Fågelperspektiv på rätten. Vänbok till Staffan Westerlund, s. 19–55. Uppsala, 2001.
- Westerlund, Staffan*: Miljörättsliga grundfrågor 2.0. Uppsala, 2003.
- Westerlund, Staffan*: Världsbilder, rättsvetenskap, juridik och hållbar utveckling. *Svensk Juristtidning* 4/2006, s. 309–344.
- Wilhelmsson, Thomas*: Social civilrätt. Om behovsorienterade element i kontraktsrättens allmänna läror. [Social civilrätt] Helsinki, 1987.
- Wilhelmsson, Thomas*: Sosiaalisen siviilioikeuden metodiset lähtökohdat. Publicerad i Minun metodini. Juha Häyhä (toim.), s. 339–358. Porvoo, 1997.
- Wilhelmsson, Thomas*: Yleiset opit ja pienet kertomukset ennakoitavuuden ja yhdenvertaisuuden näkökulmasta. *Lakimies* 2/2004, s. 199–227.
- Windscheid, Bernhard*: Lehrbuch des Pandektenrechts. Erster Band. Neunte Auflage, unter vergleichender Darstellung des deutschen bürgerlichen Rechts bearbeitet von Dr. Theodor Kipp. Frankfurt am Main, 1906.
- Winter, G.*: The IPPC Directive: a German Point of View. Publicerad i Integrated Pollution Prevention and Control. The EC Directive from a Comparative Legal and Economic Perspective. Chris Backes & Gerrit Betlem (Eds.), s. 65–79. London, 1999.
- Winter, Gerd*: Umweltrechtliche Prinzipien des Gemeinschaftsrechts. *Zeitschrift für Umweltrecht Sonderheft* 2003, s. 137–145.
- Wrede, R. A.*: Esineoikeuden pääpiirteet. Suomen oikeuden mukaan. Toinen painos. Toimittanut Ilmari Caselius. [Esineoikeuden pääpiirteet] Helsinki, 1946.
- von Wright, Georg Henrik*: Norm and Action. A Logical Enquiry. [Norm and Action] London, 1963.
- von Wright, Georg Henrik*: Logiikka, filosofia ja kieli. Ajattelijoita ja ajatussuuntia nykyajan filosofiassa. Toinen, uusittu painos. Suomentaneet Jaakko Hintikka ja Tauno Nyberg. [Logiikka, filosofia ja kieli] Helsinki, 1968.
- von Wright, Georg Henrik*: Is and ought. Publicerad i Man, Law and Modern Forms of Life (ed. Eugenio Bulygin, Jean-Louis Gardies and Ilkka Niiniluoto), s. 263–281. Dordrecht, 1985.
- von Wright, Georg Henrik*: Vetenskapen och förnuftet. Ett försök till orientering. [Vetenskapen och förnuftet] Borgå, 1986.
- Ympäristön ja kehityksen maailmankomissio*: Yhteinen tulevaisuutemme. Ympäristön ja kehityksen maailmankomission raportti. [Yhteinen tulevaisuutemme] Helsinki, 1988.
- Zetterberg, Charlotta*: Miljörättslig kontroll av genteknik. Uppsala, 1997.
- Zöttl, Johannes*: Towards Integrated Protection of the Environment in Germany. *Journal of Environmental Law* Vol. 12 No. 3, 2000, s. 281–291.
- Ølgaard, H.*: Bemærkninger vedrørende Retsforholdet mellem Naboeiendomme. [Bemærkninger] Publicerad i Forhandlingler paa Tredie nordiske Juristmøde i Christiania 28–30 August 1878, Bilag II. Christiania, 1879.

Sakordsregister

- Bebyggd miljö 184–187, 199–200, 279–280
Biodiversitet 134–136, 138–139, 150, 161–162, 185, 277
Bästa lantbrukspraxis 242–244
Bästa tillgängliga teknik 241–257, 291
Dricksvatten 102–103, 177, 181–182
Egendomsskydd 62–63
Eutrofiering (övergödning) 195–199
Fågeldirektivet 146–149, 155–156, 172, 175, 233
Följdnorm 35–36, 38–43, 46–49, 52–53, 58, 59–60, 62–63, 95, 97, 135, 146–148, 190, 192, 203, 232, 236, 244, 247, 251–253, 256, 260, 263, 266, 276, 281–282, 287–288, 294–295
Förörening 17, 33, 71, 98–101, 119, 175, 177–178, 182, 189–195, 198–208, 211–214, 216, 218–219, 222, 230–231, 242–244, 246, 249, 251–253, 256–257, 260, 268–269, 273–276, 289
Försiktighetsprincipen 56–57, 127, 135, 137, 169, 175, 201, 234
Grannelagsrätt 63–75, 81–86, 88–90, 92–93, 183, 187, 295
Grundvatten 99, 101, 103–104, 178–180, 224, 263–264, 268–269
Gynnsam bevarandestatus 123–124, 135–141, 143–144, 146–150, 152–155, 157–158, 167, 169–170, 171–174, 233–235
Habitatdirektivet 106, 110, 113–114, 120–125, 127–131, 136–141, 143–146, 149–152, 154–157, 159, 162–174, 179, 233–234
Hållbart utnyttjande 31–32, 176, 178
Hållbar utveckling 31, 47–48, 117, 231, 276, 282
Immission (grannelagsrättslig) 20, 63–74, 79–86, 88–91
Immissionshandel 291–293, 296
Inrättande norm 35–44, 46–47, 49, 52–53, 57–60, 62–63, 65, 69, 80, 83, 95, 101, 103, 116, 132, 135, 138, 146–148, 160, 175, 181, 183, 185–186, 189–190, 195, 211, 236, 238, 247, 251–253, 256–257, 261–263, 265–267, 271, 276–277, 281, 283, 287, 293–295
Institutionellt faktum 34–44, 49, 91, 148, 209, 262
Intresseavvägning 237–238, 247, 264
IPPC-direktivet 178, 193, 203–206, 240–242, 244–249, 253, 256, 258, 289
Klimatförändring 200–203, 205–208, 291
Kommande generationer 31–32
Kulturvärden 108, 111, 113, 146, 184–185, 200, 207, 214, 277–279
Livsmiljö 103–104, 107, 123–125, 127, 131, 134–142, 144–150, 152–155, 160–162, 167, 169–173, 181, 185, 213–214, 233–234, 268, 276–277, 279–280, 282, 284
Luftframedirektivet 192, 211–214, 217, 231, 273–275
Miljöansvarsdirektivet 172–173
Miljöbegreppet (fysisk miljö) 27–30, 58, 71
Miljöfilosofi 24, 26
Miljökonsekvensbedömning 95, 99–102, 105–109, 112, 114–115, 118–119, 120–121
Miljökvalitetsnorm 36, 38, 45–46, 48–50, 53–54, 58–63, 65, 82, 89–91, 97–98, 147, 190, 209–210, 221–222, 227, 232, 245–247, 251, 258–259, 261, 275–277, 287, 289, 291, 294
Miljökvalitetsstandard 62, 98, 116, 181, 209–219, 221, 226, 232, 250, 258–259, 289
MKB-direktivet 106–108, 111–116, 118–119
Natura 2000 106, 114, 120–131, 149–154, 162–166, 168–175, 234, 264
Naturresurs 25, 31–32, 47, 119, 176–177, 180–181, 207, 276
Naturvetenskapligt faktum 32–34, 36–39, 43, 54, 91, 262
Nitrattendirektivet 181, 196–199, 242–243, 269
Normativ miljö kvalitet 20, 28, 30, 32–33, 35–50, 52–53, 56–60, 63–64, 68, 70–78, 83–84, 89–94, 97–98, 103, 108, 116, 121, 127, 132–133, 134–135, 138, 142–143, 148, 160–161, 175–177, 180–181, 184–185, 187, 189–191, 195, 197–198, 200–202, 209–210, 214, 220–221, 230–232, 234, 236, 240–241, 243, 245, 248, 251, 256, 258–260, 262, 265–266, 269, 273–274, 282–283, 288, 293–296
Områdesplanering 60, 117, 183, 185–186, 275–277, 280–283, 286–287, 296
Preventionsprincipen 56–57
Principen om att förorenaren skall betala 56–57
Recipientprincipen 87–89, 95–96, 197
Rättspositivism 21–22, 25, 51
Rättsvetenskap 20, 23, 28, 32, 34, 49–50, 54, 57, 91
Skyddad art 124, 152, 156–159, 172
SMKB-direktivet 106, 109–110, 112–115, 118, 129–131
Speech Act 37
Tillstånd 78–79, 96–97, 107, 109, 111–115, 120, 164–165, 203–204, 205–207, 240, 245, 249–250, 253–256, 258, 262–265, 267, 271, 284–290

Toleranspunkt (grannelagsrättslig) 72–83, 87–90, 92	Utsläppsstandard 99, 190–191, 221, 252–253, 256, 259–262
Toleranströskel 47, 72, 92–95, 97–105, 111–112, 114–116, 118, 123, 127, 129–141, 146–150, 153–155, 160–162, 167–168, 171, 173–175, 179–192, 195–199, 201, 209–211, 213–223, 226–227, 230–240, 245–247, 251–253, 256–260, 263–277, 279–284, 287–290, 292–296	Vattenramdirektivet 96–97, 99, 101–104, 133, 178, 180–182, 187–188, 193–194, 196–197, 199, 215–217, 222–223, 226–230, 235–238, 258–262, 264, 268–273
Utsläppshandel 76, 204–206, 208, 291–292, 296	Vattenrätt 85–86, 88–89, 95, 295
	Äganderätt 62, 67, 83